

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**Avaliação dos benefícios da reabilitação de rios:
Potencial para aplicação da Transferência de Benefícios**

Por
Marina Araújo Rodrigues

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Gestão e Políticas Ambientais

Orientador: Professor Doutor Rui Ferreira dos Santos

Lisboa
(2009)

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Rui Ferreira dos Santos, do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, da Universidade Nova de Lisboa, por ter aceite a orientação, e toda a colaboração e disponibilidade no acompanhamento do trabalho, bem como a utilidade e pertinência das suas recomendações.

Agradecimento especial à Teresa Carvalho e ao Pedro Teiga, pela paciência, disponibilidade e amizade que sempre demonstraram. Foram duas grandes ajudas.

A todos os amigos que apoiaram e encorajaram, com um carinho especial para a Daniela, a Bela, o Fernando, a Almudena, a Lena, o Pedro, a Ângela e a Isabel.

À Câmara Municipal de Santa Maria da Feira, nas pessoas do Sr. Presidente Alfredo Henriques e do Vereador do Pelouro das Obras Municipais, Protecção Civil e Ambiente, Dr. Emídio Sousa.

À família que esteve sempre presente, especialmente aos seus pais, ao Marco e à Cláudia.

Dedicatória

Dedico este trabalho ao meu sobrinho João.

Sumário

Como bem escasso que é, a água tem um valor económico e um custo de oportunidade associados, pelo que, qualquer projecto de reabilitação de ecossistemas ribeirinhos degradados deverá ser analisado, não só do ponto de vista ambiental e sócio-cultural, mas também sob o ponto de vista económico.

A reabilitação de linhas de água tem implicações económicas positivas, uma vez que fornece às populações um conjunto de benefícios ambientais, aqui definidos como valores de uso (oportunidades recreativas, actividades económicas, controlo de cheias, investigação e educação ambiental) e valores de não-uso (biodiversidade). Torna-se assim importante a avaliação destes benefícios, raramente avaliados ao nível local, através de métodos de avaliação económica, que avaliam as preferências dos indivíduos.

No presente trabalho, para além da definição dos bens e serviços ambientais, que devem ser integrados num processo de reabilitação de rios à escala local, é proposta uma metodologia para estimar, de forma expedita e com baixos recursos, os benefícios associados a projectos de reabilitação de rios, através da utilização do método de Transferência de Benefícios, possibilitando a avaliação de custo-benefício dos projectos. Esta metodologia foi ilustrada com sucesso, no projecto de reabilitação de um troço do rio Uíma, afluente do rio Douro.

Subject

As a doubtless scarce good, water has an economic value and opportunity cost, so that any rehabilitation project of degraded riparian ecosystem should be analysed, not only from the sociocultural and environmental point of view, but also from the economical aspect.

The rivers rehabilitation has positive economical involvements, since it provides to populations a set of environment benefits, herein defined as use values (recreative opportunities, economical activities, research and environmental education) and non-use values (biodiversity). Thus, it becomes important these benefits valuation, rarely valued at local level, through economical valuation methods, which estimate individual preferences.

In the present work, besides the environmental services and goods definition, which should be integrated in a local level streams rehabilitation process, one proposes a methodology to estimate, in a diligent manner and with small resources, the associated benefits to streams rehabilitation projects, through the Benefits Transfer method use, making possible the projects cost-benefit evaluation. The methodology feasibility was established, at local level, in the rehabilitation project on Uíma river, a Douro river tributary.

Simbologia e Notações

AC	Avaliação Contingente
ARH	Administração de Região Hidrográfica
CE	<i>Choice Experiment</i>
COI	<i>Cost-of-illness</i>
CR	<i>Contingent Ranking</i>
DQA	Directiva Quadro da Água
DPA	Disponibilidade para aceitar
DPP	Disponibilidade para pagar
EC	Excedente do consumidor
ENDS	Estratégia Nacional de Desenvolvimento Sustentável
EM	Estados Membros
ET	Erro de transferência
FP	Função Produção
HP	<i>Hedonic Price</i>
IPC	Índice de Preços do Consumidor
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature</i> , ONG
PBHRD	Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Douro
PDM	Plano Director Municipal
PE	Preferência Estabelecida
PGBH	Plano de Gestão de Bacia Hidrográfica
PM	Preço de Mercado
PPC	Paridade do Poder de Compra
PR	Preferência Revelada
RAN	Reserva Agrícola Nacional
RC	<i>Replacement Cost</i>
REN	Reserva Ecológica Nacional
RH	Região Hidrográfica
SER	<i>International Society for Ecological Restoration</i>
TC	<i>Travel Cost</i>
TB	Transferência de Benefícios
UE	União Europeia
WWF	<i>World Wide Fund for Nature</i>
VA	Valor actual
VE	Valor de existência
VET	Valor económico total
VO	Valor de opção
VUA	Valor de uso actual

Índice de Matérias

Introdução.....	10
1 Reabilitação de linhas de água	16
1.1 Conceitos e perspectivas	16
1.2 Aspectos legais	19
1.2.1 Legislação Comunitária: a DQA.....	19
1.2.2 Legislação Nacional	23
1.3 Valor ecológico.....	26
1.4 Valor sócio-cultural.....	32
1.5 Valor económico.....	36
2 Avaliação económica de benefícios	42
2.1 Introdução	42
2.2 Métodos de avaliação económica.....	46
2.3 Transferência de benefícios	56
2.4 Síntese da revisão bibliográfica.....	69
3 Proposta de Metodologia	74
3.1 Introdução	74
3.2 Metodologia de aplicação da TB	76
3.2.1 Identificação dos bens e serviços a avaliar	76
3.2.2 Caracterização da área de estudo.....	77
3.2.3 Caracterização da população alvo.....	78
3.2.4 Caracterização do projecto.....	79
3.2.5 Magnitude dos impactes.....	79
3.2.6 Identificação de estudos primários relevantes	80
3.2.7 Transferência do valor estimado.....	86
3.2.8 Cálculo do VET.....	87
4 Estudo de caso - Rio Uíma	90
4.1 Identificação dos bens e serviços a avaliar.....	90
4.2 Caracterização da área de estudo.....	91
4.3 Caracterização da população alvo.....	94
4.4 Caracterização do projecto de reabilitação.....	95
4.5 Magnitude dos impactes.....	98
4.6 Identificação de estudos primários relevantes	99
4.7 Transferência do valor estimado	103
4.8 Cálculo do VET	104
4.9 Conclusões	106
5 Considerações finais	108
6 Conclusão e Perspectivas Futuras.....	112
7 Bibliografia.....	114
8 Anexos	122
8.1 Índice de Preços do Consumidor.....	122
8.2 Paridade do Poder de Compra	123
8.3 Glossário	124

Índice de Figuras

Figura 1.1: Diferenças entre restauração, reabilitação e remediação (Lovett e Edgar, 2002)	18
Figura 1.2: Síntese da análise de massas de água de superfície em cada Região Hidrográfica (INAG/ MAOTDR, 2005)	23
Figura 1.3: Sistema com alto (A) e baixo (B) grau de conectividade (FISRWG, 1998) 29	
Figura 1.4: Valor económico total (Bateman <i>et al.</i> , 2002).....	38
Figura 2.1: Avaliação económica dos custos e benefícios ambientais (Brouwer, 2006)	45
Figura 2.2: Técnicas de Avaliação Económica (Bateman <i>et al.</i> , 2002)	49
Figura 2.3: Métodos de aproximações de TB (baseado em Rosenberger e Loomis, 2001; Navrud, 2007)	61
Figura 2.4: Metodologia de aplicação da TB (baseada em Navrud, 2007)	69
Figura 3.1: Proposta de metodologia geral para aplicação da TB	75
Figura 4.1: Bacia do rio Uíma com a sua localização relativamente ao rio Douro	91
Figura 4.2: Pirâmide etária do concelho de Santa Maria da Feira (INE, 2002)	94
Figura 4.3: População residente no concelho de Santa Maria da Feira, portadora de deficiência (INE, 2002).....	95
Figura 4.4: Exemplo de soluções a adoptar nos percursos e nas técnicas de consolidação de margens (CMSMF, 2008).....	97

Índice de Quadros

Quadro 2.1: Componentes do VET dos valores da água e métodos de avaliação económica apropriados (Birol <i>et al.</i> , 2006).....	50
Quadro 2.2: Breve descrição dos métodos de avaliação económica mais utilizados (Bateman <i>et al.</i> , 2002; Moore e Siderelis, 2003; Birol <i>et al.</i> , 2006).....	53
Quadro 2.3: Sumário de alguns testes de validação da transferência para bens ambientais (Navrud, 2007; Brouwer, 2000).....	65
Quadro 2.4: Média da DPP para serviços e valores de biodiversidade e habitats (Nijkamp <i>et al.</i> , 2008).....	68
Quadro 2.5: Componentes do VET dos valores da água e métodos de avaliação económica apropriados (baseado em Birol <i>et al.</i> , 2006)	71
Quadro 2.6: Resumo de testes de validação da transferência para bens ambientais (baseado em Navrud, 2007 e Brouwer, 2000)	72
Quadro 3.1: Tipologia de benefícios num processo de reabilitação de rios, à escala local	77
Quadro 3.2: Caracterização da magnitude do projecto	80
Quadro 3.3: Resumo de alguns estudos de avaliação económica de benefícios associados à reabilitação de linhas de água.....	81
Quadro 3.4: Resumo das características dos estudos de avaliação A e B.....	85
Quadro 3.5: Unidades de transferência.....	87
Quadro 4.1: Principais características fisiográficas da bacia hidrográfica do Uíma (AMTSM, 2007)	91
Quadro 4.2: Análises da qualidade da água do rio Uíma (CMSMF, 2008)	93
Quadro 4.3: Indicadores relativos às características dos benefícios referentes ao estudo de caso	99
Quadro 4.4: Resumo das características do estudo de avaliação realizado por Spurgoen <i>et al.</i> (2001)	101
Quadro 4.5: Resumo das características do estudo de avaliação realizado por Termansen <i>et al.</i> (2001).....	102
Quadro 4.6: Resumo das características do estudo de avaliação realizado por Amigues <i>et al.</i> (2002).....	103
Quadro 4.7: Resumo dos resultados obtidos	106
Quadro 8.1: Índices de Preço do Consumidor (IPC), para Portugal, entre 1997 e 2007	122
Quadro 8.2: Paridade do Poder de Compra para alguns países entre 1995 e 2007 .	123

INTRODUÇÃO

“There is a phenomenal resilience in the mechanisms of the earth. A river or lake is almost never dead. If you give it the slightest change... then nature usually comes back.”

Rene Dubos, in Celebrations of Life, 1981

Desde tempos imemoráveis que a água exerce um forte poder de atracção para os seres humanos, que se foram concentrando nos locais onde ela existia em maior abundância.

Como recurso natural, a água é utilizada pelo homem de forma mais ou menos intensa em quase todas as suas actividades, implicando a realização de infra-estruturas hidráulicas, utilizadas para o abastecimento doméstico, abastecimento industrial, abastecimento à agricultura e pecuária, e produção de energia. Para além destas utilizações, onde na maior parte dos casos a água é usada como meio de produção, a água é ainda utilizada como meio de transporte de bens e pessoas (navegação fluvial e marítima) e como meio de diluição e de transporte de cargas poluentes.

A água constitui também uma componente fundamental do meio ambiente, sendo a qualidade ecológica da água e sua envolvente a base da sustentabilidade dos ecossistemas, em geral, e dos ecossistemas fluviais em particular, com destaque para a fauna terrestre e aquática e para a flora ribeirinha. Acresce que, um bom equilíbrio ambiental no ecossistema ribeirinho cria condições paisagísticas e naturais para a realização de uma vasta variedade de actividades de lazer e recreio, como são: a pesca desportiva, actividades desportivas radicais, cicloturismo, pedestrianismo, entre outras (INAG, 2004). Devido à grande variabilidade temporal da sua ocorrência, a água está também associada a situações de calamidade, como são os casos de cheias e secas, que obrigam à realização de medidas estruturais e não estruturais na sua prevenção e controle.

Com o crescimento populacional, a procura de água para a agricultura, indústria e consumo humano, tornou este recurso um bem escasso, precioso e estratégico, pelo que um dos grandes desafios do século XXI é a gestão sustentável dos ecossistemas. O problema é particularmente complexo no que diz respeito aos sistemas de distribuição de água, onde o Homem e os sistemas naturais estão inevitavelmente ligados, uma vez que o aumento da

procura da água devido à expansão da população humana compete com a protecção dos ecossistemas aquáticos e serviços ecológicos (Nakamura K. *et al.*, 2006).

As zonas ripícolas são consideradas como um dos habitats biofísicos mais complexos do planeta, pela sua biodiversidade, dinamismo, produtividade primária e importante função de corredor ecológico exercida pela interligação do leito e das margens do rio com a vegetação ribeirinha. Juntamente com os rios e as zonas húmidas estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo (Brinson e Malvarez, 2002 *in* Nakamura K. *et al.*, 2006), pelo que a sua reabilitação emergiu como um fenómeno mundial bem como o crescimento de empresas com ela relacionadas. Nos Estados Unidos, por exemplo, as organizações públicas e privadas gastaram cerca de 15 biliões de dólares em mais de 30 000 projectos de restauração de rios e zonas húmidas entre 1990 e 2004 (Bernhardt *et al.*, 2005 *in* Nakamura K. *et al.*, 2006).

Com o aumento dos projectos de reabilitação, também o conhecimento científico evoluiu. No passado, o sentimento de que os rios cuidavam de si próprios, contribuiu para que os financiamentos raramente fossem afectos a estes sistemas, mas sim encaminhados para áreas onde os danos eram mais visíveis. No entanto, verifica-se hoje que a saúde dos rios e suas bacias requerem uma gestão activa para assegurar que se mantêm em boas condições.

Apesar de, numa primeira fase, a preocupação dos governos se ter centrado em satisfazer a procura de água para consumo, através de investimentos em infra-estruturas, sem preocupações de utilização racional, impactos no ambiente e sustentabilidade económico-financeira, acentuando na opinião pública a ideia da água gratuita, num segundo momento face aos problemas provocados nos recursos hídricos por determinado modelo social e económico, os governos começaram a dar mais atenção à água numa perspectiva económica e ambiental mais abrangente. Em Portugal, para resolver os problemas ambientais existentes e satisfazer as necessidades de água de grupos de utilizadores bem identificados, o Estado canaliza avultados recursos, que se traduzem em custos para toda a comunidade. Surge assim a necessidade de encarar a água como um bem económico, cuja gestão deverá orientar-se por princípios de eficiência económica, satisfazendo a procura numa óptica de sustentabilidade (INAG, 2004).

Por outro lado, assiste-se hoje a um nível elevado de degradação de muitos rios, sobretudo devido ao não cumprimento por parte dos proprietários confinantes, da obrigação legal da sua manutenção e também, à praticamente inexistente estrutura de fiscalização. Acresce ainda que as populações começam a ser mais exigentes, pelo que a reabilitação de linhas de água num contexto local ou regional, está a ter uma importância cada vez maior, devido aos valores ecológicos e sócio-culturais que lhe estão associados.

Ciente da importância da água, nas suas diversas valências, a Assembleia das Nações Unidas proclamou o período 2005-2015 como Decénio Internacional para a acção “Água, fonte de vida”, que teve início no dia 22 de Março de 2005 (Resolução A/RES/58/217). Esta resolução estabelece como objectivo para o referido decénio o aprofundamento das questões relacionadas com a água e a execução de programas e projectos sobre a água, com o fim de ajudar a alcançar os objectivos relativos aos recursos hídricos acordados ao nível internacional e expressos na Agenda 21, Objectivos de Desenvolvimento da ONU para o Milénio e o Plano de Aplicação de Joanesburgo. Ao nível Europeu, a Directiva Quadro da Água (DQA) estabelece que até 2015 seja alcançado um bom estado das massas de água de superfície, traduzido na definição de medidas de conservação e reabilitação das redes hidrográficas e zonas ribeirinhas. Assim, o desafio que se coloca a Portugal é grande e requer a articulação de meios entre os vários agentes com responsabilidades na manutenção e melhoria da qualidade dos recursos hídricos, uma vez que os níveis de degradação e poluição existentes implicam, na maior parte dos casos, intervenções que exigem investimentos avultados por parte dos organismos do Estado e das Autarquias, constituindo assim um factor de constrangimento à sua implementação.

No entanto, a reabilitação de linhas de água tem implicações económicas positivas, oferecendo potenciais oportunidades para iniciativas económicas. Como parte dos retornos económicos associados à reabilitação, pode destacar-se a valorização das zonas ribeirinhas, actividades recreativas e de lazer e a prevenção de cheias, entre outros. Uma das razões para se desenvolverem projectos de reabilitação de rios, é a expectativa de que os benefícios excedam os custos numa perspectiva de bem-estar económico. A principal questão que se coloca na avaliação é se o projecto contribui para o aumento do bem-estar social e da qualidade de vida (Brouwer, 2006).

A Directiva Quadro da Água refere explicitamente a utilização de análises económicas para identificar programas de medidas de custo-eficácia para alcançar o “bom estado das águas”, e para justificar os casos, excepcionais, em que não se vai alcançar este objectivo, demonstrando os custos desproporcionados. Isto implicitamente significa a utilização de análises de custo-benefício e custo-eficácia e a necessidade tanto de novos estudos de avaliação, como de transferências de valor para se conseguir abranger todas as massas de água.

Importa ter presente que, quer se fundamente na relação custo-eficácia, quer na avaliação dos custos e benefícios ou qualquer outro método, a análise económica não é uma tomada de decisão. Tal como noutras áreas especializadas de conhecimento, contribui para tomadas de decisão mais correctas por atender ao impacto económico dessas decisões. Consequentemente, é importante assegurar uma correcta integração da análise económica

e dos seus resultados noutros métodos de análise e disciplinas, com vista a fundamentar as decisões em matéria política e de gestão da água (WATECO, 2004).

Perante as dificuldades que se colocam às Autarquias, na implementação de processos de reabilitação das linhas de água não navegáveis, nem fluviáveis, nomeadamente:

- a escassa monitorização e fiscalização;
- a falta de manutenção e limpeza dos rios e propriedades adjacentes, com consequências na degradação dos ecossistemas e na qualidade das águas;
- a falta de consciência ambiental dos proprietários que não autorizam a utilização dos terrenos para possibilitar a reabilitação das linhas de água;
- a falta de meios técnicos, nomeadamente equipas especializadas na área da bioengenharia;
- a falta de recursos financeiros;

e a necessidade, cada vez maior, de criação de espaços públicos que permitam o contacto com a natureza; é importante que os processos de reabilitação de rios à escala local, se tornem mais simples, burocraticamente mais flexíveis e com um maior acompanhamento e empenho das Administrações das Regiões Hidrográficas (ARH). A maior parte das poucas intervenções que foram feitas ao longo dos anos usaram técnicas de reabilitação desajustadas contribuindo para a perda de integridade dos ecossistemas.

Por outro lado, considerando:

- que os pilares da sustentabilidade assentam nos valores ambientais, sócio-culturais, económicos e políticos;
- que as populações reclamam melhores condições ambientais;
- que a abordagem dos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH) relativamente à reabilitação de rios, à escala local, é pobre ou, em muitos casos, inexistente;
- as exigências da DQA em matéria de análise económica;
- que a avaliação económica de benefícios em projectos de reabilitação de rios em Portugal é praticamente inexistente;
- a realização de estudos primários de avaliação económica, requer a utilização de elevados meios técnicos e financeiros;
- que os custos associados à reabilitação, para as autarquias locais, são elevados;

reconhece-se a importância de abordar a questão da avaliação económica dos benefícios ambientais associados a processos de reabilitação de rios em Portugal, à escala local. Esta avaliação possibilitará a análise da relação de custos e benefícios associados aos projectos e constituirá uma ferramenta potencial de apoio à decisão política.

Objectivos

Este trabalho tem como objectivo abordar a reabilitação de linhas de água como um processo sustentável, que para além dos objectivos ecológicos, integra as vertentes sócio-cultural e a avaliação económica dos processos. Para atingir estes objectivos foi feita uma revisão da literatura existente sobre reabilitação de linhas de água e mais aprofundadamente sobre avaliação económica de bens e serviços do ambiente. Assim:

- definem-se os benefícios associados ao processo de reabilitação de rios, ao nível local, que devem ser incorporados na estimativa do Valor Económico Total (VET);
- propõe-se uma metodologia para avaliar de forma expedita, os benefícios dos serviços e bens ambientais associados a processos de reabilitação de linhas de água, com principal enfoque nas linhas de águas não navegáveis nem fluviáveis, através da utilização do método de Transferência de Benefícios. Uma vez que os projectos de reabilitação de rios estão, por norma, associados a investimentos públicos que devem ser objecto de cuidada análise, a metodologia aqui proposta pretende que, de uma forma rápida e com baixos custos, seja possível efectuar a avaliação dos benefícios, possibilitando a realização de análises de custo-benefício dos processos de reabilitação;
- aplica-se a metodologia proposta para estimar os benefícios económicos no projecto de reabilitação de um troço do Rio Uíma, em Santa Maria da Feira.

Estrutura da dissertação

Este documento está organizado da seguinte forma: no Capítulo 1 faz-se o enquadramento geral, com uma abordagem sobre os aspectos legais relacionados com a gestão das linhas de água; os conceitos associados à reabilitação, objectivos que pretende alcançar e os seus valores associados. É feita também uma análise dos aspectos a considerar na avaliação ecológica de linhas de água e respectivos projectos de reabilitação; a relação da água com os cidadãos e a participação pública em projectos de reabilitação, a relação com as crenças, expectativas e motivações da população; por fim é feita também uma análise do valor económico da água. No Capítulo 2 o enfoque é dado aos aspectos da avaliação dos benefícios económicos de projectos de reabilitação, fazendo-se uma revisão dos métodos mais utilizados em estudos primários e da utilização da Transferência de Benefícios, como um método expedito de avaliação. É feita também uma síntese da revisão bibliográfica, com vista a facilitar a sistematização e selecção da metodologia e variáveis a aplicar na metodologia proposta. No Capítulo 3 é proposta uma metodologia para avaliar os benefícios económicos de projectos de reabilitação de linhas de água, à escala local, recorrendo à

Transferência de Benefícios. Esta metodologia é ilustrada depois no Capítulo 4, com um estudo de caso da avaliação dos benefícios económicos no processo de reabilitação de um troço do Rio Uíma, no concelho de Santa Maria da Feira e é feita a discussão dos resultados obtidos. No Capítulo 5 é feita uma reflexão do trabalho desenvolvido e no Capítulo 6 são apresentadas as conclusões e perspectivas para futuros trabalhos.

1 REABILITAÇÃO DE LINHAS DE ÁGUA

*“Não é o ângulo recto que me atrai,
nem a linha recta, dura, inflexível,
criada pelo homem.
O que me atrai é a curva livre e sensual,
a curva que encontro nas montanhas do meu país,
no curso sinuoso dos seus rios,
nas ondas do mar,
... de curvas é feito todo o Universo,
o universo curvo de Einstein.”*

Oscar Niemeyer

Neste capítulo serão focados os principais aspectos de enquadramento da reabilitação de rios, fazendo-se uma breve abordagem dos conceitos e aspectos legais relacionados com a gestão das linhas de água. Num segundo momento é feita a análise dos valores ecológicos, sócio-culturais e económicos dos ecossistemas ribeirinhos e dos projectos de reabilitação associados.

1.1 Conceitos e perspectivas

A reabilitação de ecossistemas degradados, incluindo ecossistemas aquáticos, tem tido uma crescente atenção no mundo, como uma componente chave do ambiente e da gestão da água como recurso e conservação da biodiversidade. O estudo da “ecologia da restauração” cresceu significativamente nos últimos 15 anos, e algumas definições e termos que têm sido utilizados, muitas vezes causam alguma confusão (Jordan *et al.*, 1987 in Caruso, 2006). A *International Society for Ecological Restoration* (SER) definiu recentemente a Ecologia da Restauração como a ciência na qual as práticas da restauração ecológica se baseiam. A restauração é também entendida como conservação biológica e de espécies ameaçadas e programas de remediação. No entanto, a distinção entre as definições e a implementação destes programas normalmente não é clara e poderá até não ser necessária para o seu sucesso (Caruso, 2006).

Embora a restauração de linhas de água seja um exemplo de uma prática já com alguma expressão, tem recebido pouca atenção como conceito, comparado com outros ecossistemas. Existem no entanto, algumas abordagens que interessa focar, e que recaem em três grupos, segundo McDonald *et al.* (2004). O primeiro grupo baseia-se numa visão biofísica que enfatiza a necessidade de ter um pensamento crítico acerca da nossa concepção de como os rios funcionam. O segundo grupo reconhece que a restauração não fica só pela ciência do ambiente biofísico, mas também das perspectivas “não científicas”. O terceiro, segue as duas abordagens anteriores e mostra que a interacção entre as definições científicas da restauração e os objectivos da sociedade como um todo e o envolvimento individual no processo de restauração, produz resultados muito diferentes daqueles que se poderia esperar da aplicação de uma perspectiva apenas biofísica.

Efectivamente, muitos dos conceitos estão reflectidos na distinção comum entre restauração, uma tentativa mais radical de recriar um sistema original, e reabilitação, a recreação de algumas funções do ecossistema como resultado de limites naturais, sociais e económicos sobre o processo de restauração puro, frequentemente ligado às condições actuais da bacia hidrográfica, definido no sentido mais lato (Teiga, 2003). Na maior parte dos processos de restauração, os contingentes naturais e sociais exercem um importante efeito nas medidas que cada processo envolve. Vários autores, como McDonald *et al.* (2004), Rhoads *et al.* (1999) e Éden *et al.* (2000), demonstraram que a restauração de um rio não é só um processo biofísico, mas também social, político e económico, existindo a necessidade de efectuar uma avaliação mais alargada para além dos valores ecológicos.

As designações restauração, reabilitação e remediação de rios são, por vezes, utilizadas com significados idênticos, existindo, no entanto, para alguns autores, como Lovett e Edgar (2002) importantes diferenças. Para estes autores, a **restauração** implica a reposição das condições originais do rio, incluindo as condições naturais de qualidade da água, sedimentos e regime de cheias, geometria do canal, plantas e animais autóctones e galeria ripícola. Esta tarefa mostra-se normalmente muito difícil uma vez que na maior parte dos casos é impossível estabelecer quais as condições originais de todo o rio, da nascente até à foz. Para além disto, a forte ligação do rio à sua bacia hidrográfica significa que a restauração teria de ser implementada em toda a extensão da bacia, tornando a tarefa ainda mais difícil. Nos casos em que se torna impossível a restauração, não significa que não se possa actuar e que se deixem degradar estes ecossistemas aquáticos. Assim, seguindo o conceito da **reabilitação**, pode obter-se um ecossistema que, embora se assemelhe às condições originais, apenas são repostas algumas dessas características, criando, no entanto, uma melhoria no sistema degradado e muitas vezes um ambiente valioso em seu pleno direito. A **remediação** é a solução última, quando nem a restauração nem a reabilitação são possíveis. Neste caso são promovidas as condições ecológicas do rio, não

sendo possível prever as condições finais, sendo que estas serão certamente afastadas das condições originais.

As diferenças entre a restauração, reabilitação e remediação são esquematizadas na Figura 1.1.

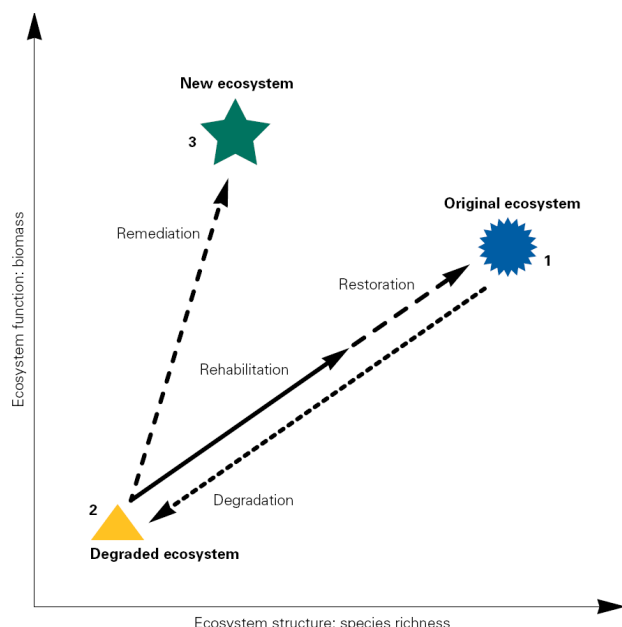


Figura 1.1: Diferenças entre restauração, reabilitação e remediação (Lovett e Edgar, 2002)

Um estudo recente de um grupo de trabalho da SER (2004), define restauração ecológica como uma actividade deliberada que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema com respeito pela sua saúde, integridade e sustentabilidade. Esta definição vai ao encontro da anteriormente mencionada uma vez que pretende levar o ecossistema ao estado anterior à alteração e à sua trajectória histórica de desenvolvimento. Numa visão mais simples, a restauração implica eliminar ou modificar uma alteração específica para permitir que os processos ecológicos se recuperem por si só. Por exemplo, a remoção de um dique ou represa permite o retorno de um regime histórico de inundações. Com frequência a degradação ou transformação de um ecossistema tem origens múltiplas e prolongadas, desaparecendo os seus constituintes históricos. Por vezes, a trajectória de desenvolvimento de um ecossistema degradado fica totalmente bloqueada e o seu restabelecimento através de processos naturais tende a ser muito demorado. No entanto, a restauração ecológica procura iniciar ou facilitar estes processos, os quais permitirão que o ecossistema retorne à trajectória desejada.

A reabilitação partilha com a restauração o enfoque fundamental nos ecossistemas históricos pré-existentes como modelos ou referências, mas as duas actividades diferem nas suas metas e estratégias. A reabilitação enfatiza a reparação dos processos, a

produtividade e os serviços de um ecossistema, repondo de uma forma sustentada e integrada, a situação de boa qualidade ambiental que já existiu nesse local e de acordo com os valores culturais presentes, com recurso a medidas não estruturais e estruturais quando necessário (Teiga, 2003).

1.2 Aspectos legais

Neste subcapítulo é desenvolvido um breve enquadramento legislativo, onde serão mencionados os principais diplomas legais, com maior relevância para a análise que se pretende efectuar, no âmbito da reabilitação de linhas de água, com principal enfoque nas águas não navegáveis nem fluviáveis. Assim, no que se refere à actuação da União Europeia (EU), é analisada a DQA, que veio definir um enquadramento à protecção e utilização sustentável das águas na União Europeia. Relativamente à legislação nacional, são apenas mencionados os principais diplomas, que enquadram as intervenções nos sistemas fluviais, a sua gestão e monitorização, permitindo a análise crítica de alguns problemas levantados pela sua aplicação.

1.2.1 Legislação Comunitária: a DQA

A Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, transposta para a ordem jurídica nacional pela Lei nº58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água) e pelo Decreto-Lei nº77/2006, de 30 de Março, alterada pela Decisão n.º 2455/2001, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 20 de Novembro de 2001, estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água (**Directiva Quadro da Água**).

A DQA tem como objectivo central a definição de um enquadramento para a protecção e utilização sustentável das águas na União Europeia, definindo as principais acções que os Estados-Membros deverão promover (WATECO, 2003):

- identificação das bacias hidrográficas que se encontram no seu território e incluir cada uma delas numa Região Hidrográfica (RH), bem como designar até 2003 (Artigo 3º; Artigo 24º) as autoridades competentes para aplicação das regras da DQA;
- caracterização das regiões hidrográficas em termos de pressões, impactos e aspectos económicos das utilizações da água, incluindo um registo das zonas protegidas abrangidas pelas suas RH, até 2004 (Artigo 5º; Artigo 6º; Anexo II; Anexo III);
- intercalibração dos sistemas de classificação do estado ecológico até 2006 (Artigo 2º(22); Anexo V);
- garantia de operacionalidade da monitorização do estado das águas até 2006 (Artigo 8º);

- identificação dos programas de medidas com uma boa relação custo-eficácia até 2009 (Artigo 11º; Anexo III), com vista a alcançar os objectivos ambientais, tendo por base uma monitorização e análise sólidas das características das bacias hidrográficas;
- elaboração e publicação dos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH) para cada RH, incluindo a designação de massas de água fortemente modificadas, até 2009 (Artigo 13º; nº3 do Artigo 4º);
- implementação de políticas de preços da água que melhorem a sustentabilidade da utilização dos recursos hídricos até 2010 (Artigo 9º);
- garantia de operacionalidade dos programas de medidas até 2012 (Artigo 11º);
- execução dos programas de medidas para alcançar os objectivos ambientais até 2015 (Artigo 4º).

A transposição desta directiva, como já foi referido, deu origem à actual Lei da Água, a qual define, a nível nacional, as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas e tem como objectivos:

- evitar a continuação da degradação, e proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos e também dos ecossistemas terrestres e zonas húmidas directamente dependentes dos ecossistemas aquáticos, no que respeita às suas necessidades de água;
- promover uma utilização sustentável da água, baseada numa protecção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis;
- obter uma protecção reforçada e um melhoramento do ambiente aquático, nomeadamente através de medidas específicas para a redução gradual e a cessação ou eliminação por fases das descargas, das emissões e perdas de substâncias prioritárias;
- assegurar a redução gradual da poluição das águas subterrâneas e evitar o agravamento da sua poluição;
- mitigar os efeitos das inundações e das secas;
- assegurar o fornecimento em quantidade suficiente de água de origem superficial e subterrânea de boa qualidade, conforme necessário para uma utilização sustentável, equilibrada e equitativa da água;
- proteger as águas marinhas, incluindo as territoriais;
- assegurar o cumprimento dos objectivos dos acordos internacionais pertinentes, incluindo os que se destinam à preservação e eliminação da poluição no ambiente marinho.

A Lei da Água aplica-se à totalidade dos recursos hídricos, designadamente às águas interiores, de transição e costeiras, e às águas subterrâneas, qualquer que seja o seu regime jurídico, abrangendo, além das águas, os respectivos leitos e margens, bem como as zonas adjacentes, zonas de infiltração máxima e zonas protegidas. A implementação e a operacionalização desta nova Lei da Água é complementada com a aprovação de doze disposições legais e de treze diplomas de legislação, alguns deles já publicados, como se refere no subcapítulo 1.2.2 .

A reabilitação de linhas de água está consagrada na DQA, quando estabelece no seu artigo 4º que: “Os Estados-membros protegerão, melhorarão e recuperarão todas as massas de águas de superfície, ...com o objectivo de alcançar um bom estado das águas de superfície, o mais tardar, 15 anos a partir da entrada em vigor da presente directiva...”, ou seja, até 2015. No Artigo 33º da Lei da Água são definidas as medidas de conservação e reabilitação da rede hidrográfica e zonas ribeirinhas:

- Limpeza e desobstrução dos alvéolos das linhas de água, de forma a garantir condições de escoamento dos caudais líquidos e sólidos em situações hidrológicas normais ou extremas;
- Reabilitação de linhas de água degradadas e das zonas ribeirinhas;
- Prevenção e protecção contra o efeito da erosão de origem hídrica;
- Correção dos efeitos da erosão, transporte e deposição de sedimentos, designadamente ao nível da correcção e valorização;
- Renaturalização e valorização ambiental e paisagístico das linhas de água e das zonas envolventes;
- Regularização e armazenamento dos caudais em função dos seus usos, de situações de escassez e do controlo do transporte sólido;
- Criação de reservas estratégicas de água, quando e onde se justifique;
- Amortecimento e laminagem de caudais de cheia;
- Estabelecimento de critérios de exploração isolada ou conjugada de albufeiras.

Como se pode constatar, à semelhança do que foi discutido no subcapítulo 1.1, também aqui os conceitos (reabilitação e renaturalização) são utilizados sem que o diploma defina com exactidão as suas diferenças e implicações.

A Directiva Quadro da Água integra claramente a componente “economia da água” na sua gestão e no processo de tomada de decisão sobre a política da água. Para alcançar os objectivos ambientais a que se propõe, bem como a promoção da gestão integrada das bacias hidrográficas, a Directiva preconiza a aplicação de princípios económicos (e.g. princípio do poluidor-pagador), abordagens económicas (e.g. análise custo-eficácia) e instrumentos económicos (e.g. definição de preços eficientes da água) (WATECO, 2003).

Na Europa, desde há alguns anos que tem vindo a aumentar a utilização de termos económicos no sector da água. Foi apenas no início da década de 1990 (pouco antes de se encetarem as negociações sobre a Directiva, que as atenções começaram a voltar-se para o valor económico da água, sendo que, pela primeira vez na história da política ambiental da UE se faz a integração explícita de princípios e instrumentos económicos na legislação, através da DQA, o que constitui uma oportunidade única para tornar esta integração uma realidade (WATECO, 2003). O conceito de **integração**, é o conceito central da DQA, que é considerado essencial para a gestão e protecção das águas numa dada região hidrográfica. Este conceito pode ser encarado, entre outras, nas seguintes acepções (WATECO, 2003):

- integração dos objectivos ambientais, combinando objectivos de qualidade, ecológicos e de quantidade para proteger ecossistemas aquáticos de elevado valor e assegurar um bom estado geral das águas;
- integração de todos os recursos hídricos à escala da bacia hidrográfica, considerando as águas superficiais e subterrâneas, as zonas húmidas, as águas de transição e as águas costeiras;
- integração dos impactos, valores, funções e utilizações da água num quadro legislativo comum, o que implica investigar a relevância da água como elemento ambiental, para a saúde humana, os sectores económicos, os transportes e as actividades de recreio e lazer, a água enquanto bem social, e ainda, investigar os impactos da poluição proveniente de fontes tóxicas e difusas sobre as massas de água;
- integração de um conjunto amplo de medidas, incluindo a definição de preços da água e outros instrumentos económicos e financeiros, tendo em vista a consecução dos objectivos para cada região/ bacia hidrográfica;
- integração das partes interessadas e da sociedade civil no processo de tomada de decisão, promovendo a transparência e a informação pública, proporcionando a participação das partes interessadas no desenvolvimento dos PGBH.

A DQA reformulou a definição dos conceitos de bom estado das águas de superfície e subterrâneas e a obrigação do bom estado ser atingido para todas as massas de água da União Europeia já em 2015. De entre os novos conceitos salienta-se o do bom estado ecológico das massas de água de superfície, que depende das especificidades da massa de água em si, das condições climáticas, das condições hidrológicas da bacia hidrográfica e também das características hidrogeológicas do meio subterrâneo da bacia hidrográfica, ou seja dos seus sistemas aquíferos. A par do conceito de bom estado ecológico das águas de superfície mantém-se o do bom estado quantitativo e qualitativo das águas subterrâneas, por exemplo não se extraindo em média mais águas subterrâneas do que os valores correspondentes à sua recarga média. Conseguir o bom estado ecológico, obriga ao

profundo conhecimento das características não só qualitativas e quantitativas dos recursos hídricos, mas também das cargas poluentes produzidas pelas actividades económicas. Tal provoca a degradação da qualidade e o eventual não cumprimento das obrigações subjacentes ao bom estado qualitativo das águas subterrâneas.

De acordo com o relatório síntese sobre a caracterização das regiões hidrográficas previsto na DQA, concluído em 2005, verifica-se que, em termos globais, 40,7% das massas de água das regiões hidrográficas de Portugal Continental se encontram em risco de não cumprir os objectivos ambientais. Verifica-se também que 20,6% das massas de água foram classificadas como estando em dúvida (INAG/MAOTDR, 2005). De acordo com o mesmo documento, o estado “em dúvida” significa falta de informação suficiente para proceder à classificação, por escassez de dados de monitorização para avaliar o impacto das pressões existentes de modo a permitir a classificação de grau de risco (Figura 1.2).

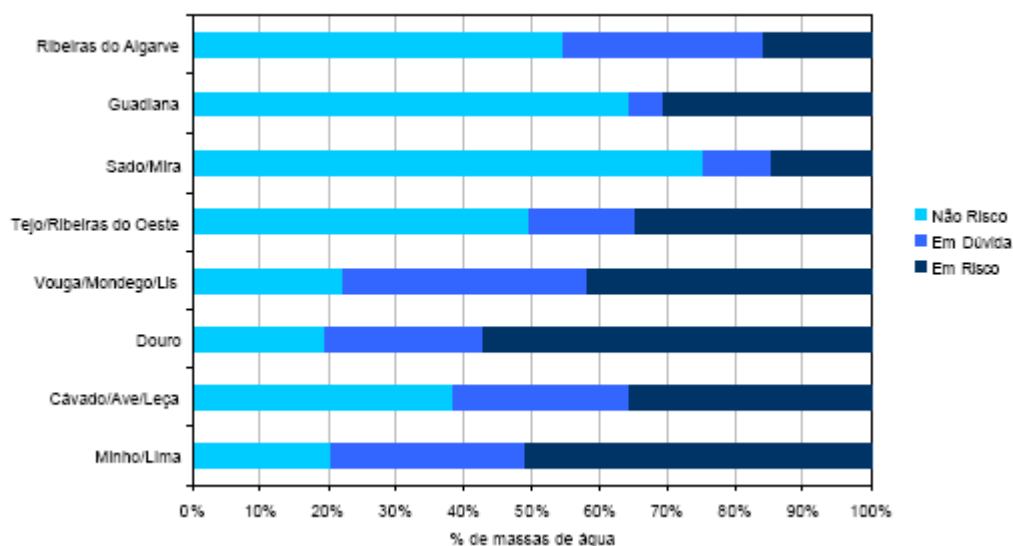


Figura 1.2: Síntese da análise de massas de água de superfície em cada Região Hidrográfica (INAG/ MAOTDR, 2005)

1.2.2 Legislação Nacional

Para além da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água), já abordada anteriormente, serão aqui focados outros diplomas que contribuem para a aplicação da DQA e para a gestão dos recursos hídricos, nomeadamente para a gestão de rios e ribeiras.

- Decreto-Lei n.º 166/2008, de 22 de Agosto

Estabelece o regime jurídico da Reserva Ecológica Nacional.

- Decreto-Lei n.º 97/2008, de 11 de Junho

Estabelece o regime económico e financeiro dos recursos hídricos. Complementa a transposição da Directiva n.º 2000/60/CE, em desenvolvimento do regime fixado na Lei n.º 58/2006, de 29 de Dezembro.

- Portaria n.º 1450/2007, de 12 de Novembro

Fixa as regras do regime de utilização dos recursos hídricos.

- Decreto-lei n.º 353/2007, de 26 de Outubro

Estabelece o procedimento de delimitação do domínio público hídrico.

- Decreto-lei n.º 347/2007, de 19 de Outubro

Aprova a delimitação georreferenciada das regiões hidrográficas.

- Decreto-lei n.º 348/2007, de 19 de Outubro

Aprova o regime das associações de utilizadores do domínio público hídrico.

- Resolução de Conselho de Ministros n.º 109/2007, de 20 de Agosto

Aprova a Estratégia Nacional de Desenvolvimento Sustentável (ENDS, 2015) e o respectivo Plano de Implementação.

- Decreto-lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio

Estabelece o regime da utilização dos recursos hídricos.

- Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março

Complementa a transposição da Directiva n.º 2000/60/CE, em desenvolvimento do regime fixado na Lei n.º 58/2006, de 29 de Dezembro.

- Lei n.º 54/2005, de 11 de Novembro

Estabelece a titularidade dos recursos hídricos (Declaração de Rectificação n.º 4/2006, de 16 de Janeiro).

- Lei n.º 16/2003, de 04 de Junho

Terceira alteração ao Decreto-Lei n.º 468/71, de 5 de Novembro, que revê, actualiza e unifica o regime jurídico dos terrenos do domínio público hídrico.

- Decreto-Lei n.º 112/2002, de 17 de Abril

Aprova o Plano Nacional da Água.

- Decreto Regulamentar n.º 19/2001, de 10 de Dezembro

Aprova o Plano de Bacia Hidrográfica (PBH) do Douro (Declaração de Rectificação n.º 21-G/2001, de 31 de Dezembro).

- Lei n.º 168/99 de 18 de Setembro

Código das expropriações.

- Decreto-lei n.º 236/98, de 1 de Agosto

Estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos principais usos, revoga o Decreto-lei n.º 74/90 de 7 de Março, que aprovava as normas de qualidade da água, e a Portaria n.º 632/94 de 15 de Julho (Declaração de Rectificação n.º 22-C/98 de 30 de Novembro).

- Decreto-Lei n.º 196/89, de 14 de Junho

Estabelece o novo regime jurídico da Reserva Agrícola Nacional.

A reabilitação de ecossistemas ribeirinhos deve ser integrada com outros instrumentos de planeamento da administração, de nível ambiental, territorial ou económico, uma vez que deve ser vista globalmente e não como intervenção isolada e pontual. A Lei da Água prevê três instrumentos de planeamento com áreas de intervenção distintas, mas que se interligam: o Plano Nacional da Água, que abrange todo o território nacional; os Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica, que abrangem as bacias hidrográficas integradas numa região hidrográfica e incluem os respectivos programas de medidas; os Planos Específicos de Gestão de Água, que são complementares dos planos de gestão de bacia hidrográfica e que podem ser de âmbito territorial, abrangendo uma sub-bacia ou uma área geográfica específica, ou de âmbito sectorial, abrangendo um problema, tipo de água, aspecto específico ou sector de actividade económica com interacção significativa com as águas. Outras ferramentas de planeamento que se possam sobrepor e coexistir nas zonas a reabilitar, devem também ser tidas em consideração, como por exemplo os Planos Directores Municipais (PDM), a Reserva Ecológica Nacional (REN) e a Reserva Agrícola Nacional (RAN).

Com a aprovação dos planos de Gestão de Bacia Hidrográfica prevê-se que surja uma nova dinâmica de intervenção e gestão das bacias hidrográficas, passando pela intervenção integrada dos recursos hídricos, através de estudos e intervenções em toda a bacia e não apenas em zonas pontuais, que em nada contribuem para a melhoria da qualidade ecológica e ambiental das águas de superfície.

O regime económico e financeiro dos recursos hídricos veio disciplinar a taxa de recursos hídricos, as tarifas dos serviços públicos das águas e os contratos-programa em matéria de gestão dos recursos hídricos. A figura dos contratos-programa, que de uma forma genérica já existia no quadro legal, é neste diploma reforçada para as actividades de gestão de recursos hídricos, com o objectivo de apoiar técnica e financeiramente a realização de investimentos, nomeadamente na área da reabilitação de cursos de água. Este aspecto poderá vir a ser um factor chave na concretização dos objectivos fixados nos instrumentos de planeamento dos recursos hídricos, principalmente ao nível das intervenções em pequenos rios ou sub-bacias hidrográficas.

Alguns dos diplomas mencionados, conduziram a constrangimentos de gestão da rede hidrográfica, que se têm revelado de difícil resolução, com consequências ao nível da conservação dos ecossistemas ribeirinhos. Pela importância que encerram, ao nível da reabilitação de rios, à escala local, podem destacar-se algumas questões que são levantadas na aplicação da Lei n.º54/2005, de 15 de Novembro. A atribuição da responsabilidade de limpeza e conservação aos proprietários de prédios, onde existam

águas públicas não navegáveis e não flutuáveis, onde o respectivo leito e margem são particulares, associada à reduzida fiscalização existente, tem contribuído para o abandono em que se encontram grande parte dos rios e ribeiros afluentes dos principais rios. A referência à responsabilidade dos municípios, no caso de aglomerados urbanos, reforçada na Lei da Água, é pouco clara, uma vez que a expressão “aglomerado urbano” não é definida em nenhum dos diplomas, tornando a sua aplicação difícil, nomeadamente nos casos em que o aglomerado urbano também não está definido no PDM. Outro aspecto que se pode realçar, é o facto de o legislador não ter definido as sanções a aplicar, em caso de deterioração do ecossistema ribeirinho e falta de limpeza e conservação de margens e leito.

1.3 Valor ecológico

A reabilitação não deve substituir a necessidade, em primeiro lugar, de proteger os recursos aquáticos, sendo uma actividade que, quando combinada com a **protecção** e a prevenção, pode ajudar a alcançar grandes melhorias numa grande percentagem das águas de superfície. Mesmo nos locais onde a reabilitação é planeada, o primeiro objectivo deve ser a prevenção do aumento da degradação (USEPA, 2000).

A **Ecologia** é teoricamente o estudo do *habitat*, isto é, a ciência dos sistemas biológicos funcionais completos chamados ecossistemas, que integra e estuda a relação dos seres vivos entre si e o meio. Os materiais biológicos integram-se na natureza segundo níveis de organização de complexidade progressiva: célula, indivíduo, população e comunidade. É na comunidade que, como sistema biológico que agrupa o conjunto das populações (grupo de indivíduos da mesma espécie) que vivem num local, num determinado momento e sob determinadas condições do meio, se podem analisar os determinantes do estado do ecossistema (Odum, 1997; Woodley *et al.*, 1993).

Por sua vez, a **trajectória ecológica** é aquela que descreve a rota de desenvolvimento de um ecossistema através do tempo. Num processo de reabilitação, a trajectória começa com o ecossistema não reabilitado e continua até ao estado desejado de reabilitação que se expressa nas metas do processo de reabilitação. A trajectória abarca todos os atributos ecológicos – bióticos e abióticos – de um ecossistema que, em teoria, podem ser monitorizados mediante a medição sequencial de conjuntos coerentes de parâmetros ecológicos.

A **biodiversidade** refere-se ao biota em termos de diversidade genética e taxonómica, a variedade de seres vivos que se encontram presentes e a estrutura da comunidade que se cria, sobretudo os papéis ecológicos que desempenham. O biota organiza-se

hierarquicamente desde o nível do genoma até aos indivíduos, espécies, populações e comunidades. Os dois aspectos que se relacionam com a biodiversidade são a composição de espécies, isto é, a identidade taxonómica das espécies presentes e a riqueza de espécies, isto é, o número de espécies diferentes presentes (SER, 2004). A presença de múltiplas espécies que desempenham um papel similar na dinâmica do ecossistema, garante a manutenção da saúde do ecossistema em resposta ao stress, às perturbações ou a outras alterações ambientais.

Para que um **ecossistema** demonstre capacidade de recuperação perante um ambiente sob stress ou em mudança, as populações que o compõe devem possuir uma boa saúde genética, isto é, uma população que não só está adaptada às condições do ambiente, como também possui alguma “diversidade genética”, que lhe permita adaptar-se a alterações ambientais futuras. Em circunstâncias normais, a reintrodução de espécies autóctones é suficiente para manter a boa saúde genética. No entanto, em locais que tenham sofrido muitos danos e consequente alteração do seu ambiente físico, a introdução de linhagens genéticas diversas poderia ser a estratégia preferida que permitiria a recombinação e o desenvolvimento eventual de espécies mais adaptadas (SER, 2004).

Os **sistemas ribeirinhos** respondem a inúmeras necessidades humanas e bióticas, nem sempre compatíveis, o que dificulta a gestão deste limitado e sensível recurso natural, sendo importante implementar uma metodologia geral com aplicabilidade local para a reabilitação destes ecossistemas. Assim, são aqui abordados alguns aspectos de aplicação na gestão destes ecossistemas, nomeadamente a importância de alguns princípios ecológicos e formas de orientar as intervenções técnicas num processo de reabilitação.

- **Integridade ecológica, qualidade da água, regime de caudais e morfologia do corredor fluvial:**

A reabilitação deve restabelecer tanto quanto possível a **integridade ecológica** do ecossistema aquático degradado. A integridade ecológica descreve, com base no conceito de sustentabilidade, o “estado natural” do ecossistema, isto é, a capacidade de resistência do mesmo à perturbação (FISRWG, 1998). A integridade ecológica é um conceito que se centra no sistema como um todo, mas que depende do estado de todas as suas componentes, nomeadamente da presença de espécies sensíveis, populações autóctones, a ocorrência de processos ecológicos a taxas e escalas apropriadas e a prevalência de todas as condições ambientais que suportam o ecossistema (Angermeier e Karr, 1994 e Dale e Beyeler, 2001 in Teiga, 2003).

Quando se constroem estruturas em sistemas fluviais, estas devem permitir um **regime de caudais** ecológicos que contemplem um caudal mínimo, mas também uma sequência de caudais, que se distribuam ao longo do tempo e do espaço, de forma flexível em função das

condições hidrológicas naturais que se verificam em cada ano, reflectindo a variabilidade intra e inter anual do regime hidrológico (INAG, 2001).

O conhecimento da **morfologia do curso de água**, do comportamento hidrológico na sua bacia, dos processos de erosão e sedimentação e da relação entre os processos físicos, químicos e biológico, são fulcrais para o desempenho de projectos de reabilitação onde se promove uma situação de equilíbrio, a favor dos processos e formas naturais que aí operam, resultando em si mesmo estáveis (FISRWG, 1998).

- **Individualidade e unidade do troço ribeirinho**

Cada troço integra as características locais que lhe conferem uma **individualidade** própria. Esta individualidade é resultante da posição do troço na bacia hidrográfica, das condições hidrológicas e morfológicas, processos biológicos e das influências sócio-culturais que historicamente ocorrem nesse espaço e que devem ser conhecidas (Teiga, 2003).

As escalas de trabalho mais utilizadas são, ao nível local ou regional o troço de 3 a 30 km, nível nacional de 30 a 100 km e nível de escalas de bacia hidrográfica. A escala de bacia hidrográfica é a mais aconselhada ao nível da gestão de recursos hídricos (Wolters *et al.*, 2001). Alguns exemplos de características locais são o regime de caudais (períodos secos, oscilações bruscas), o balanço de sedimentos (excessiva carga sólida devido à erosão dos solos), as utilizações, entre muitos outros.

- **Conectividade com a bacia hidrográfica e função do corredor ecológico**

Este princípio vai ao encontro de uma das metas traçadas na ENDS 2005-2015: “assegurar a funcionalidade dos sistemas e sua conectividade, nomeadamente garantindo o equilíbrio dos ciclos da água e dos nutrientes e a existência de corredores ecológicos”.

A dependência de um troço ribeirinho relativamente à sua bacia hidrográfica é muito grande, como se pode analisar a partir de toda a dinâmica em espiral de água, sedimento, nutrientes, energia e seres vivos que circulam ao longo do rio de uma forma descendente (da nascente para a foz), ascendente (da foz para a nascente), transversal (do leito para as margens) e na vertical (da superfície para a profundidade e vice versa).

A conectividade é observada no regime de caudais que circula num determinado troço e é resultado do comportamento hidrológico da bacia nesse espaço. Na Figura 1.3 pode observar-se algumas diferenças entre um sistema com alto e baixo grau de conectividade.

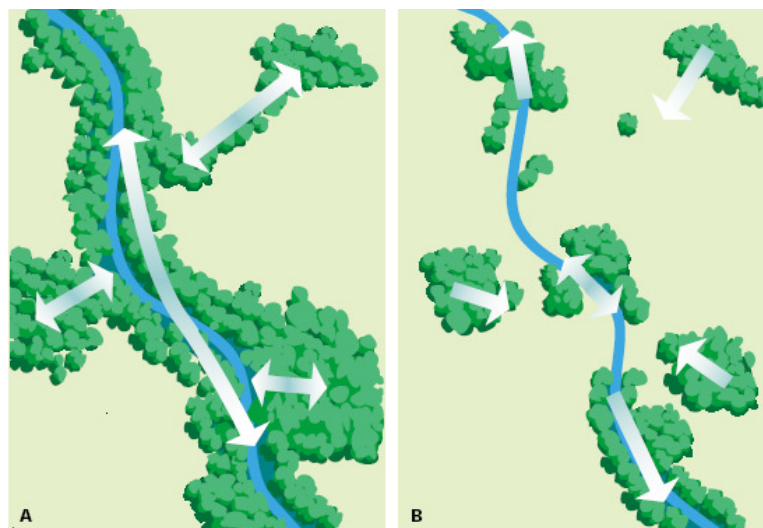


Figura 1.3: Sistema com alto (A) e baixo (B) grau de conectividade (FISRWG, 1998)

A interligação do leito e das margens com a vegetação ribeirinha exerce uma importante função de corredor ecológico, também designado por corredor ripícola ou corredor ribeirinho. As suas principais funções são: canal de ligação, habitat, barreira e obstáculos, filtro, origem e destino final de seres vivos e/ou nutrientes, económica, lazer e paisagem (Teiga, 2003).

Os projectos de reabilitação deverão fornecer soluções com reflexo do local e da bacia hidrográfica respeitando as funções de corredor ecológico. Deve-se evitar a uniformização de medidas de intervenção de todos os troços a reabilitar, evitando-se a monotonia da paisagem e permitindo a diversidade de habitat com interligação entre os diferentes troços.

- **A *biodiversidade*** das linhas de água

A biodiversidade dos cursos de água é o resultado de uma heterogeneidade de habitats e de uma grande conectividade funcional entre eles. Os ecossistemas ribeirinhos naturais apresentam altos valores de biodiversidade. A diversidade biológica requer uma heterogeneidade de habitats, espaços úteis para as diferentes fases de desenvolvimento das espécies que compõem a comunidade conferindo-lhe, em caso de perturbação, uma maior capacidade de resiliência.

A reabilitação de um sistema fluvial deve tentar incrementar a heterogeneidade de habitats e consequentemente de condições hidráulicas, potenciando igualmente a diversidade e irregularidade de formas e aspectos que se observam na natureza (Teiga, 2003). A preservação e reintrodução de espécies autóctones devem ser consideradas.

- Utilização de **técnicas de bioengenharia**

A bioengenharia utiliza métodos de construção que combinam plantas vivas com materiais inorgânicos e plantas mortas, para produzir vida, sistemas funcionais que previnam a erosão, controlo de sedimentos e outros poluentes, e promover habitats. As técnicas de bioengenharia são frequentemente bem sucedidas no controlo da erosão e estabilização de margens, minimização de cheias e eventualmente tratamento das águas (USEPA, 2000). A utilização preferencial de materiais naturais de proveniência local (madeiras, plantas, pedras, solo) e a adequada combinação de materiais rígidos com elementos finos pode constituir um espaço preferencial para a flora e fauna autóctones.

O conhecimento das leis de funcionamento natural facilita a intervenção. Por exemplo, se é necessário construir um muro de estabilização das margens, por necessidade de espaço, este deve ser de materiais autóctones e deve permitir a permeabilidade da água retendo os materiais finos do solo, com consequente aumento da estabilidade, durabilidade, funcionalidade e conectividade.

- **Manutenção e monitorização**

A ausência de manutenção, ou o desenvolvimento de uma **manutenção** desajustada poderá levar a um desequilíbrio no sistema, nomeadamente a nível do desenvolvimento da galeria ripícola, reiniciando-se o processo de degradação (Teiga, 2003). O estabelecimento do equilíbrio dinâmico será sempre um objectivo a alcançar de forma continuada. Contudo, a monitorização e as intervenções de manutenção poderão ser mínimas se tiverem em conta a dinâmica e evolução dos processos naturais (FISRWG, 1998).

A conceptualização é simples e baseada no conhecimento de como o sistema voltará ao equilíbrio. Há situações que podem ser mais rápidas, como o estabelecimento da qualidade da água, e outras mais lentas, nomeadamente o restabelecimento da vegetação ripícola.

A implementação de uma rede de **monitorização** da qualidade da água irá permitir, para além do controlo da qualidade da água com parâmetros físicos, químicos e biológicos, controlar o estado trófico da água, monitorizar a integridade do sistema ecológico dos habitats dulçaquícolas e a implementação de medidas de protecção e fiscalização ambiental.

- **Disponibilidade de espaço**

Manter uma diversidade de habitats e formas de vida, que respondam ao funcionamento estável do ecossistema fluvial, exige a disponibilidade de espaço, no qual se desenrolem as actividades físicas e biológicas de uma forma livre como seja a existência do leito de cheia, para as inundações periódicas dos locais de desova e de alimentação, de extrema importância no equilíbrio e manutenção natural do ecossistema (Teiga, 2003).

Para levar a cabo a reabilitação em alguns troços, é necessário ampliar o espaço disponível com aquisição de solos, para criar as faixas “tampão” e restabelecer a dinâmica lateral da linha de água.

- Prevenir a degradação e determinar o **grau de vulnerabilidade**

A criação de um distúrbio num corredor ecológico, normalmente resulta numa cadeia de alterações na estrutura e funções do rio. É importante determinar o **grau de vulnerabilidade** do sistema ribeirinho à deterioração (e.g. número de indústrias da região sem tratamento dos efluentes, idade da população, sensibilidade ecológica), uma vez que com este conhecimento pode definir-se o melhor caminho a seguir para atingir o equilíbrio sustentado e implementação de medidas preventivas (FISRWG, 1998). Esta questão é abordada na DQA, quando, no seu artigo 5º é definido que cada Estado-Membro terá de garantir a realização de um estudo do impacto da actividade humana sobre o estado das águas superficiais e sobre as águas subterrâneas.

É essencial identificar as causas da degradação e eliminar ou remediar esses comportamentos tanto quanto possível. Ao identificar as causas da degradação, é importante analisar as actividades existentes a montante e nas margens, bem como para os impactos directos no local do projecto. No entanto, em ambas as situações, será também necessário considerar as modificações a jusante tais como represas e entubamentos (USEPA, 2000).

- **Mitigação dos impactes** do processo de reabilitação

Durante a implementação do processo de reabilitação é necessário ter em consideração os impactes gerados e algumas medidas mitigadoras. Para além do acompanhamento das operações por parte de técnicos especializados com formação adequada, as intervenções devem ser rápidas e o mais silenciosas possível. Todas as medidas deverão adaptar-se às características do ecossistema e devem ser tomadas precauções especiais na remoção de vegetação, de sedimentos e na estabilização das margens. Os distúrbios temporários presentes no ecossistema durante as intervenções de reabilitação, convidam à colonização por espécies invasoras que, uma vez implantadas, podem pôr em causa os esforços da intervenção. As espécies invasoras não autóctones, não devem ser usadas num projecto de reabilitação e deve ser dada especial atenção para evitar a sua introdução intencional quando o local está mais vulnerável à invasão. Em muitos casos, a remoção de espécies não autóctones pode ser o primeiro objectivo do projecto de reabilitação (USEPA, 2000).

Existe uma multiplicidade de aspectos relacionados com os processos de reabilitação de rios e o seu valor ecológico, cujo contributo para o sucesso da reabilitação é essencial e não deve ser desprezado. A dimensão ambiental da água é caracterizada, no Decreto-Lei nº97/2008, de 11 de Junho, como a protecção capaz de lhe garantir um aproveitamento sustentável, uma vez que a água constitui um activo ambiental.

A avaliação do valor ecológico associado aos sistemas ribeirinhos, que representa uma importante contribuição para a avaliação do estado de evolução destes sistemas e dos impactes das intervenções humanas, pode ser feita através da avaliação do estado das suas águas, de acordo com os critérios de estado das águas, definidos na DQA. O diploma define que deve ser garantido o bom estado das águas de superfície em todo o território da Comunidade, definindo este bom estado como o estado em que se encontra uma massa de água de superfície quando os seus estados ecológico e químico são considerados, pelo menos, “bom”, de acordo com as definições normativas aí explanadas. O estado ecológico assenta numa avaliação da qualidade com base no estado da fauna e flora. Os peixes, macro-invertebrados, macrófitas (plantas aquáticas) e algas unicelulares têm sido os grupos biológicos mais utilizados como bio-indicadores do estado de perturbação dos ecossistemas. Nos estudos de diagnóstico da qualidade ecológica são identificadas as várias perturbações de origem antropogénica, nos vários tipos de massas de água do país, assim como a resposta dos elementos biológicos ao gradiente de pressão, expressa através de índices bióticos. O objectivo final consiste em avaliar o grau de perturbação das respectivas comunidades relativamente às condições de referência, isto é, ausência de pressões significativas, de modo a que sejam desenvolvidas medidas de reabilitação dessas massas de água quando as mesmas apresentem um estado ecológico inferior a “bom”.

1.4 Valor sócio-cultural

A forma como a água foi usada e valorizada ao longo dos tempos faz parte da identidade de cada cultura, uma vez que está ligada a todos os aspectos da existência humana. Cada comunidade criou estruturas sociais, regras e práticas para o uso deste recurso baseadas nas suas visões do mundo e nos seus códigos de ética. A gestão da água reflecte o relacionamento dos povos e comunidades com a natureza, tornando a sua gestão importante tanto do ponto de vista técnico como sócio-cultural. Desde os tempos pré-históricos até hoje, o relacionamento da humanidade com a água tem grande influência sobre a sustentabilidade das sociedades. Se não se compreender a história dessa percepção social da água, será difícil inverter boa parte dos problemas actuais (Cosgrove, 1990).

Muitos povos nas suas manifestações religiosas, foram buscar à água o elemento de transição, entre o sólido e o gasoso, entre a rigidez e a plasticidade, entre o peso e a leveza, entre a inconsciência e a consciência. Em muitos rituais religiosos, precedidos ou seguidos de abluções, a água purifica, lava dos equívocos e ilusões, mas sobretudo evoca a graça da transformação.

Os textos bíblicos estão repletos de passagens simbólicas, umas violentas e outras cheias de beleza, em torno da água. No Egito, onde reinava a violência e a escravidão, Deus transformou, através de um dos primeiros gestos proféticos de Moisés, a água em sangue, dando a esta passagem grande violência simbólica: a água transmutada em sangue. Séculos depois, Jesus Cristo numa festa em Caná, em clima de festa e núpcias, transformou a água em vinho, para grande espanto e alegria de todos (Miranda, 2004).

Diversos mitos e crenças estão associados aos rios, desde os índios Carajás, no Brasil, que acham que surgiram do fundo do rio Araguaia, aos oráculos, na Grécia Antiga, que se estabeleciam junto de nascentes naturais, à travessia de alguns rios que representava a morte e o abismo, e ao rio Gaiji que é sagrado para os Indus (Saraiva, 1999).

Nas civilizações antigas a água era também, um elemento de organização do espaço, associado aos conceitos de unificação e separação territorial, bem como um elemento de simbolismo do sagrado e do profano, do mítico, do puro e impuro (Butzer, 1976). Os Egípcios criaram uma relação harmoniosa e sinérgica com o rio, estabelecendo, a partir dele uma organização social e económica, aproveitando os solos inundados pelas cheias cíclicas do Nilo, o desenvolvimento de sistemas de irrigação e a sua utilização como via de transporte. Este aproveitamento engenhoso dos recursos hídricos, que foi desenvolvido por várias civilizações para além da egípcia, como a suméria, persa, chinesa, hindu, entre outras, levou alguns autores a utilizarem o termo de “sociedades ou civilizações hidráulicas”, para caracterizar a estrutura organizativa e as tecnologias desenvolvidas para assegurar uma eficiente gestão dos sistemas de aproveitamento e distribuição (Saraiva, 1999).

O fascínio exercido pela água levou várias outras áreas do saber a utilizá-la como elemento central, como a pintura, com destaque para os pintores impressionistas, como Monet e Renoir; a escultura, como por exemplo a estátua dos Quatro Rios de Bernini na Praça Navone em Roma; e a filosofia, onde alguns pensadores como Aristóteles, Platão e Vitruvius defendiam as suas posições acerca da forma como a água circulava.

A partir do séc. XVIII, começa-se a assistir ao predomínio das técnicas de engenharia no controlo dos sistemas fluviais e à intervenção mais racional do Homem nestes sistemas, verificando-se que em muitos casos não foram consideradas as adaptações aos modos de vida e costumes das populações locais, nem os impactes do ponto de vista ambiental (Cosgrove, 1990). Estes efeitos levaram à artificialização dos sistemas fluviais e a uma crescente degradação, que se reflecte no afastamento das populações dos rios e abandono

das actividades com eles relacionadas. O séc. XX trouxe uma nova visão sobre as funções e importância dos rios e como consequência, uma mudança de atitudes, que influenciam o processo de decisão relativamente à gestão da água. O princípio do valor social da água, pelo qual se reconhece que ela constitui um bem de consumo ao qual todos devem ter acesso para satisfação das suas necessidades elementares, é um dos princípios que norteiam a gestão dos recursos hídricos.

A proposta de reabilitar um ecossistema deverá ser cuidadosamente decidida, uma vez que as decisões que consideram os contributos dados pela comunidade têm mais probabilidades de serem respeitadas e executadas do que as que são tomadas unilateralmente. Portanto, é do interesse de todos os actores envolvidos que se chegue a um consenso relativamente ao projecto de reabilitação. A presença ou ausência do apoio da população num processo de reabilitação pode fazer a diferença entre a obtenção de resultados positivos ou negativos. O envolvimento da população e organizações que possam ser afectadas pelo projecto pode ajudar a construir o suporte necessário para o processo avançar e assegurar a manutenção a longo prazo da área reabilitada. Adicionalmente, a parceria com os agentes interessados pode também adicionar recursos úteis ao projecto, como especialistas das áreas técnicas e económicas e voluntários que podem colaborar na implementação e monitorização (USEPA, 2000).

A participação dos cidadãos no processo de reabilitação de um rio é indispensável, quer pela sua qualidade de utentes, quer como “guardiões” dos seus recursos e potencialidades, para as gerações futuras (Saraiva, 1999). Algumas experiências espalhadas pelo mundo, mostram a importância de processos participativos:

- Nos anos 70 a crise energética no Japão, parou o rápido crescimento económico, e uma vez mais, as pessoas começaram a reconhecer o valor da paisagem natural e da qualidade de vida. Nas áreas urbanas e suburbanas, os rios forneciam os últimos espaços livres para a recreação. *Shin-sui*, “Brincando com a água”, tornou-se um importante slogan e inúmeros parques e campos desportivos *Shin-sui* abriram ao longo dos rios. Pese embora estes projectos tenham sido conduzidos por objectivos recreativos, em vez de ecológicos, permitiram que as populações voltassem a olhar para a natureza e comesçassem a perceber a importância da sua conservação e reabilitação (Nakamura *et al.*, 2006).
- Na Europa e Estados Unidos, muitos dos projectos de restauração de rios foram impulsionados pelas poderosas ONG Internacionais como WWF, IUCN e *The Nature Conservancy*. No Japão, a maior parte dos projectos de restauração de rios foram liderados por grupos locais ou pequenas ONG e em muitos casos começaram com actividades de pequenos grupos de habitantes locais (Nakamura *et al.*, 2006). Embora as pequenas ONG tenham limitações financeiras e de recursos técnicos,

conseguem colocar em contacto a população local, os cientistas e as autoridades, acabando por conseguir grandes projectos.

O Artigo 14º da DQA preconiza a participação activa de todas as partes interessadas no desenvolvimento dos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica e exige que os Estados-Membros (EM) promovam a informação e consulta pública. Segundo o WATECO (2003), a participação de todas as partes interessadas é importantes, visto que pode desempenhar algumas funções importantes, nomeadamente:

- participação no desenvolvimento de um processo consensual, o que aumentará a legitimidade dos seus resultados;
- cedência de informação e conhecimento especializado que se encontre na sua posse e sejam passíveis de ser usados directamente na análise económica;
- aferição do modo como as pessoas valorizam as melhorias introduzidas no ambiente e na qualidade das águas e quanto estão dispostas a pagar por essas melhorias;
- desenvolvimento de um sentimento de apropriação relativamente aos planos de gestão de bacia hidrográfica capaz de aumentar a eficácia das medidas tomadas para atingir os objectivos da Directiva.

Os projectos de reabilitação e conservação devem ser do conhecimento, serem aceites e terem o apoio das populações ribeirinhas. Para isso terá de ocorrer previamente a educação e consenso das populações locais de forma a não ocorrerem acções contra os usos e costumes tradicionais, por desconhecimento ou má interpretação das motivações e dos objectivos da reabilitação (Teiga, 2003). Esta mudança de atitudes, no sentido da sustentabilidade, requer o envolvimento progressivo dos cidadãos, pelo que a avaliação da percepção de valores e riscos ambientais, se reveste de extrema importância (Saraiva, 1999). A população deve ser considerada uma condicionante do projecto, assim como todos os usos e costumes dos intervenientes (e.g. agricultores, pescadores, associações desportivas, associações culturais), pois deles depende a manutenção e o sucesso da reabilitação. A população será a primeira a usufruir, em qualidade de vida, o valor acrescentado da reabilitação (e.g. melhor qualidade de água para rega, melhoria do habitat, melhores condições e abundância de pesca e caça, maior consciência ambiental, espaço de lazer e turismo, valorização dos terrenos na envolvente).

Os residentes locais, tornam-se automaticamente partes interessadas no projecto, mas devem perceber como é que o ecossistema reabilitado pode beneficiá-los pessoalmente, pois assim irão proteger o local e assumir essa atitude, desenvolvendo um sentimento de posse. Se não conhecem o projecto e os seus benefícios públicos, poderão vandalizar ou mesmo desrespeitar os locais (Clewel *et al.*, 2005). Por exemplo, a reabilitação pode atrair o

ecoturismo, que beneficiará os negócios locais, ou pode também servir como meio de educação ambiental nas escolas locais.

A acção do Homem influencia a saúde dos ecossistemas ribeirinhos a múltiplas escalas. Nos agregados urbanos, a população altera o regime hidrológico de uma bacia hidrográfica através da difusão de alterações na paisagem, por exemplo. As acções da população por vezes são descuidadas e são influenciadas por factores raramente tidos em consideração nos planos de reabilitação (Booth, 2001):

- a eficácia da existência de regulação do corredor ripícola e o seu reforço;
- o nível de cuidado que os residentes individualmente têm para com o rio;
- a qualidade e o número de grupos de moradores que promovem voluntariamente a protecção do corredor;
- o sucesso dos esforços de educação, tendo como alvos, não só os indivíduos que vivem ao longo do rio mas não lhe reconhecem qualquer valor pessoal, mas também aqueles que reconhecem a importância de um rio saudável.

Por outro lado, a chave para o desenvolvimento de projectos de reabilitação que sejam bem recebidos pela população local implicará o envolvimento directo das populações nos estudos técnicos e na avaliação dos resultados e a criação de uma rede de parceiros que trazem os seus saberes ao projecto. A água, como valor distintivo e factor de identidade local, desempenha um papel congregante do território e da comunidade.

Segundo Golet *et al.* (2006), embora a avaliação dos impactos sócio-económicos não seja, tipicamente, tão compreensiva como desejável, deve ser utilizada na identificação de estratégias que efectivamente minimizem custos e maximizem benefícios associados a alterações de práticas de utilização de solos. No caso da reabilitação de ecossistemas ribeirinhos, a estratégia poderá passar pela criação de acessos e promoção de actividades recreativas ao longo do rio, contribuindo para fortalecer as ligações da população com o rio.

1.5 Valor económico

A água é um recurso natural, renovável, escasso e imprescindível à vida humana, cuja disponibilidade, quer em quantidade, quer em qualidade, exige a aplicação de elevados investimentos em infra-estruturas, quer para satisfazer a procura de água no espaço e no tempo, quer para manter o meio hídrico em adequadas condições de equilíbrio ambiental.

Como recurso natural renovável, a água encerra algumas especificidades. Ao contrário de outros bens ambientais, que por serem de propriedade comum, não permitem a exclusão dos seus utilizadores, nem a existência de um mercado, a água, tem, no entanto, uma valorização concreta e, obviamente, uma valência sócio-económica, mesmo que nem sempre de fácil quantificação (INAG, 2004).

A forma como os cidadãos vêm a água, poderá ser explicada pelas suas características especiais, que a diferenciam dos outros recursos naturais, nomeadamente:

- existir na natureza em condições tais que permitem o seu consumo imediato;
- sem ela a vida não ser possível;
- o estado em que habitualmente se encontra na natureza (líquido) permitir o seu fácil manuseio e controle;
- se inserir num ciclo que permite a sua renovação e que se inicia, para o ser humano, no céu através da precipitação, levou a que em muitas civilizações, a água tenha sido considerada como uma dádiva divina.

Independente deste facto ser ou não ser assumido, a verdade é que a água sempre foi um recurso facilmente acessível e absolutamente necessário a todos (INAG, 2004).

Do ponto de vista hidrológico, e de acordo com o PBHRD (2001), considera-se como recurso natural todo o escoamento gerado numa dada região, não atendendo esta definição às condições funcionais introduzidas pelo Homem. Uma vez que toda a oferta de recursos hídricos não pode, nem deve, ser utilizada para satisfazer funções relacionadas com a procura da água para actividades humanas, faz sentido falar em recursos potenciais. Os **recursos potenciais** são definidos como, a parte dos recursos naturais que constitui um potencial de oferta, após serem atendidas as restrições de carácter ambiental, nomeadamente, caudais ecológicos, e a garantia de determinados níveis de qualidade. Os recursos passíveis de serem mobilizados para os diferentes usos, dependendo o seu valor das características de variabilidade temporal e espacial do escoamento, bem como, da capacidade e nível tecnológico das infra-estruturas dos sistemas utilizados, são os **recursos disponíveis**.

Assim, faz sentido falar da água como um bem económico, significando que existe uma procura temporal e espacial definida, numa certa quantidade e qualidade, e que pode ser usada de formas alternativas, isto é, existe escassez, que é o núcleo de qualquer análise económica (Brouwer, 2006). Para possibilitar uma análise mais aprofundada acerca da avaliação económica da água, serão abordadas, em seguida, algumas questões relevantes:

- A água como um bem económico tem – por definição, se não, não poderia ser considerada um bem económico – um valor económico e um custo de oportunidade;
- Os custos de recurso são distinguidos separadamente dos custos ambientais, pelo facto de por toda a Europa existirem diferenças importantes em termos de gestão da quantidade e qualidade da água;
- Os ganhos totais de bem-estar para cada indivíduo, derivados de um determinado projecto ou política são dados pelo que cada indivíduo está disponível para pagar ou disponível para aceitar compensação pela alteração em questão. A soma de todas as disponibilidades para pagar (DPP) e disponibilidades para aceitar (DPA), define o

Valor Económico Total (VET) de uma qualquer mudança no bem-estar derivada de um projecto ou política (Bateman *et al.*, 2002).

- A distinção entre **valor de uso** e **valor de não-uso** foi introduzida pelos economistas do ambiente, no sentido de fornecer dados para a avaliação das mudanças no ambiente e cálculo do VET. Segundo Brouwer (2006), o valor de uso está associado à utilização presente e potencialmente futura dos recursos naturais (e.g. água potável, consumo de peixe, irrigação) enquanto que o valor de não-uso não está relacionado com nenhuma utilização presente ou futura, mas refere-se a valores ligados à conservação do ambiente e recursos naturais, baseados em considerações de que, por exemplo, o ambiente deve ser preservado para as gerações futuras, ou porque as plantas e animais também têm direitos. Na Figura 1.4 são representadas as várias componentes do VET.

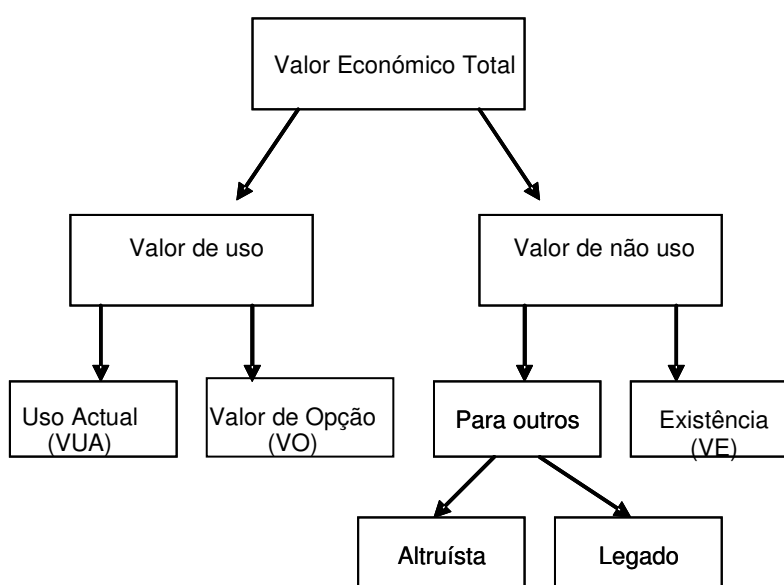


Figura 1.4: Valor económico total (Bateman *et al.*, 2002)

O **valor de uso actual** (VUA) diz respeito à utilização actual ou planeada do recurso em questão, enquanto que o **valor de opção** (VO) se refere à disponibilidade para pagar para garantir a existência do recurso preservando a opção da sua utilização no futuro.

Embora sejam encontrados na literatura vários tipos de **valores de não-uso**, Bateman *et al.* (2002) classifica-os de acordo com a Figura 1.4, nos seguintes:

a) **Valor de existência** (VE) que está dissociado do uso e refere-se à DPP para manter o recurso natural num contexto onde o indivíduo que expressa o valor, não se refere à utilização actual ou planeada do recurso por si ou por qualquer outra pessoa;

b) **Valor altruísta**, pode aparecer quando o indivíduo está interessado em que o recurso em questão deva estar disponível para outras pessoas da presente geração;

c) **Valor legado** é semelhante ao anterior, mas refere-se à opção das gerações futuras poderem usar o recurso.

Na prática é difícil desagregar cada um dos valores de não-uso individualmente, pelo que o importante é diferenciar entre uso e não-uso, uma vez que este último pode ser maior relativamente ao primeiro, especialmente quando o bem em questão tem poucos substitutos e é muito valorizado (Bateman *et al.*, 2002).

Assim de uma forma simplificada pode ser utilizada a seguinte expressão:

$$\text{VET} = \text{VUA} + \text{VO} + \text{VE} \quad (1)$$

- É importante também, fazer a distinção entre **preço** e **valor**, dado tratarem-se de conceitos distintos. A água *per si*, ou água com uma certa qualidade, é valor, mas pode ter um preço. Alternativamente, a água (com uma determinada qualidade) pode ter um preço, mas esse preço não reflectir o verdadeiro valor económico da água (ou o valor de um nível específico de qualidade). Daqui a necessidade de calcular e imputar o preço sombra¹ para a utilização da água e para os bens e serviços fornecidos por ecossistemas aquáticos, sob circunstâncias onde os preços existentes se acredita que sobrevalorizam ou subvalorizam a eficiência económica do recurso. Para estimar o preço sombra existem diferentes métodos, podendo depois, estes preços ser utilizados para calcular o valor económico total de uma utilização específica da água, incluindo os custos e benefícios ambientais e de recurso da utilização da água. Além disso, os sistemas existentes de preços, podem ser modificados com base nestes preços sombra que permitem a existência de mecanismos económicos de mercado e a reafecção de recursos escassos, incluindo a água, através de diferentes usos e utilizadores e redução de possíveis ineficiências nos usos correntes deste bem (Brouwer, 2006);
- A distinção entre custos e benefícios é, do ponto de vista económico, baseada na pergunta: “uma alteração no uso da água resulta num ganho ou perda de bem-estar e para quem?”, e vai depender do ponto de referência ou ponto de partida. Um ganho de bem-estar para uns pode ser considerado um custo para outros e vice-versa. Os **benefícios** são geralmente definidos como qualquer efeito positivo, para o qual as partes afectadas identificadas estão dispostas a pagar, enquanto que os **custos** são o valor das oportunidades perdidas pela existência de compromissos de utilização dos recursos para um projecto ou política específicos, ou a disponibilidade para pagar para evitar efeitos negativos (Young, 2005).

¹ Preço sombra é o verdadeiro custo social de oportunidade do recurso (Pearce e Moran, 1994)

A relação próxima entre custos e benefícios é a razão pela qual, normalmente, na literatura, é feita referência aos dois em conjunto, custos e benefícios ambientais e de recurso. Exemplo disto é dado por Brouwer (2006), com o caso de uma fábrica localizada a montante de outras utilizações de um rio e que descarrega os seus efluentes para a linha de água poluindo-a e resultando em custos elevados de tratamento da água a jusante que é utilizada para consumo humano, bem como provocando a perda de stock de peixes para pesca recreativa. O aumento dos custos de tratamento da água para consumo e a perda de oportunidades de recreio são perdas de bem-estar reais e custos de oportunidade para as empresas de fornecimento de água. O aumento do custo de tratamento pode ser medido através dos preços de mercado, isto é, um aumento na matéria prima, electricidade ou custos para produzir água potável, enquanto que a perda de oportunidade de recreação diz respeito aos valores não transaccionáveis, os quais podem ser medidos através de métodos de DPP e DPA dependendo da distribuição dos direitos para com o rio: a fábrica tem direito a poluir (qual é a DPP dos pescadores para prevenir a poluição?) ou os pescadores têm direito a água limpa e a um stock de peixes saudável e diversificado (qual é a DPA dos pescadores para tolerarem a perda de bem-estar?). Dependendo do ponto de referência, os custos podem consistir na perda de benefícios, que podem ser medidos através do conceito do valor económico total. É importante salientar que independentemente dos direitos de propriedade, há sempre um custo dos danos como resultado da poluição da água, se esta envolver uma perda de bem-estar para alguma das partes.

2 AVALIAÇÃO ECONÓMICA DE BENEFÍCIOS



Muhittin Koroglu, Turquia

1º Prémio do V PortoCartoon “Rios de Humor”, 2003

Neste segundo capítulo é dada ênfase à avaliação económica de bens e serviços ambientais, com uma abordagem geral de alguns conceitos económicos que enquadram os diferentes métodos que podem ser utilizados na avaliação económica dos benefícios de projectos de reabilitação de rios. Após este enquadramento é feita uma análise da utilização da Transferência de Benefícios como um método de avaliação de benefícios, expedito e com reduzidos custos associados.

2.1 Introdução

Institutos reguladores e financeiros do mundo inteiro estão a recorrer cada vez mais a informação sobre avaliação económica de custos e benefícios de diplomas legais e do desenvolvimento de projectos que tenham impacto no ambiente natural (Wilson e Hoehn, 2006). Em Portugal, a avaliação dos custos de utilização da água foi uma das componentes dos estudos de economia da água, do Plano Nacional da Água (INAG, 2004), que concentrou grande parte da atenção da equipa de estudo. Estes custos incluem os custos necessários para suportar a extracção, tratamento, transporte e armazenamento da água e para a “recuperação da água” com o objectivo de a devolver ao meio receptor natural com

qualidade adequada (Custos dos Serviços de Utilização da Água), os custos associados à escassez do recurso (Custos de Recurso ou de Escassez) e os custos associados ao ambiente (Custos Ambientais).

Os **Custos dos Serviços** de Utilização da Água representam o conjunto dos custos necessários para a criação e exploração de um sistema, ou seja, todas as despesas suportadas e a incorrer para, face a determinado uso pretendido, se disponibilizar água com as características qualitativas e quantitativas necessárias, incluindo os custos directos da sua devolução para o meio ambiente. Estes custos podem, simplificada e, agrupar-se em custos de investimento, custos de exploração e operação, custos de manutenção e custos de gestão e administração (custos administrativos).

Os **Custos de Recurso/ Escassez** (Custos de Utilização do Recurso Natural) reflectem os custos da degradação quantitativa e qualitativa do recurso água, tendo em conta as suas utilizações futuras e a relação entre os utilizadores de jusante e de montante. Incluem-se igualmente os custos associados à sobre-exploração dos recursos. ECO2 (2004), define custos de recurso como custos de oportunidade do uso da água como um recurso escasso de uma forma particular no tempo e no espaço, sendo que estes custos são o resultado de uma afectação ineficiente, economicamente falando, da água ao longo do tempo e através de diferentes utilizadores. Estes custos são incluídos nos custos financeiros, se os mercados funcionarem bem. Os mercados da água são frequentemente distorcidos, devido a atribuições históricas e por isso os custos de recurso nem sempre foram incluídos nos custos financeiros. Isto significa que os preços financeiros não são iguais aos preços económicos (EUREAU, 2004). Um exemplo disto é a irrigação, uma vez que a distribuição da água é muitas vezes baseada, não na procura nem mecanismos de excedentes, mas na base de direitos históricos adquiridos. (WATECO, 2004)

Os **Custos Ambientais** ou Custos das Externalidades Ambientais, traduzem os custos dos efeitos externos negativos causados pela degradação quantitativa e qualitativa do recurso água, estando associados aos custos necessários para repor o seu estado natural (em quantidade e qualidade), impondo no meio hídrico uma boa qualidade ecológica. Os custos ambientais representam as perdas de bem-estar resultantes da degradação do ambiente, tais como a perda de produção ou consumo, ou a perda do valor de não-uso, que é difícil de quantificar, tal como alguns valores de uso, como as actividades recreativas (EUREAU, 2004). Um exemplo típico de externalidade negativa (ou custo externo) é a poluição provocada por uma determinada unidade produtiva numa linha de água. São causados danos aos utilizadores a jusante (que terão de incorrer em custos suplementares de tratamento), sem que o causador pague por isso. Não é só a função de produção, de um ou mais agentes, que é afectada, mas também a qualidade da própria água disponível para as futuras utilizações (INAG, 2004). Quando os custos externos dos danos ambientais são compensados por medidas mitigadoras, estes investimentos reflectem indirectamente a

avaliação dos custos ambientais. Investindo em medidas mitigadoras os danos ambientais são parcialmente compensados (EUREAU, 2004). No caso em que nenhuma medida de mitigação ou compensação dos danos é tomada, o custo de possíveis medidas de prevenção e/ou mitigação podem ser usadas para avaliar os custos ambientais.

Os custos ambientais e de recurso não podem nem devem ser adicionados, na medida em que os custos ambientais podem ser parte da rede de benefícios com os quais os custos de recurso foram calculados (ECO2, 2004).

De acordo com o Plano Nacional da Água (2004), o cálculo dos custos ambientais deverá ser feito tendo por base dois objectivos fundamentais na gestão da água:

- determinar o preço-sombra numa perspectiva de internalização de custos e benefícios em instrumentos económicos (nomeadamente impostos ou taxas) que permitam uma gestão racional das utilizações de água;
- fornecer uma prova de racionalidade económica para investimentos que, numa óptica meramente financeira, poderão não ser viáveis. Após a quantificação no tempo e a respectiva actualização dos fluxos económicos positivos e negativos, é possível calcular valores actuais e taxas de rentabilidade económica, bem como realizar análises do tipo custo-benefício.

A avaliação destes custos ou benefícios sócio-económicos e ambientais (externalidades positivas ou negativas) deve utilizar bases teóricas aceites pela economia do ambiente e dos recursos naturais. Segundo Brouwer (2006), a avaliação dos custos e benefícios ambientais é baseada em quatro passos:

- identificar as pressões significativas (*inputs*), que causam uma mudança sem alcançar o(s) objectivo(s) da DQA. Em princípio, se não existirem pressões significativas e o meio hídrico estiver em bom estado, não existirão custos ambientais adicionais;
- avaliar o impacto desta pressão no ambiente aquático, em termos ecológicos e/ou químicos relevantes. Isto requer a selecção e descrição de atributos ou características relevantes do sistema da água para o exercício da avaliação económica;
- identificar e, se possível, quantificar a natureza e extensão do dano envolvido, tanto no ambiente aquático como noutros usos da água. Dano, é aqui definido como a diferença entre uma situação de referência, ou alvo, e o correspondente efeito na disponibilidade e qualidade dos bens e serviços envolvidos;
- medir, em termos económicos, a extensão do dano ambiental e da perda de bem-estar associada. O valor económico dos custos ou benefícios ambientais é frequentemente referido como valor ambiental. Este valor pode ser medido de

diversas formas, baseado na identificação dos bens ou serviço (funções) danificados pelas pressões envolvidas (e.g. água utilizada para produzir água para consumo, irrigação, recreação, habitat selvagem). Os vários passos podem ser visualizados na Figura 2.1.

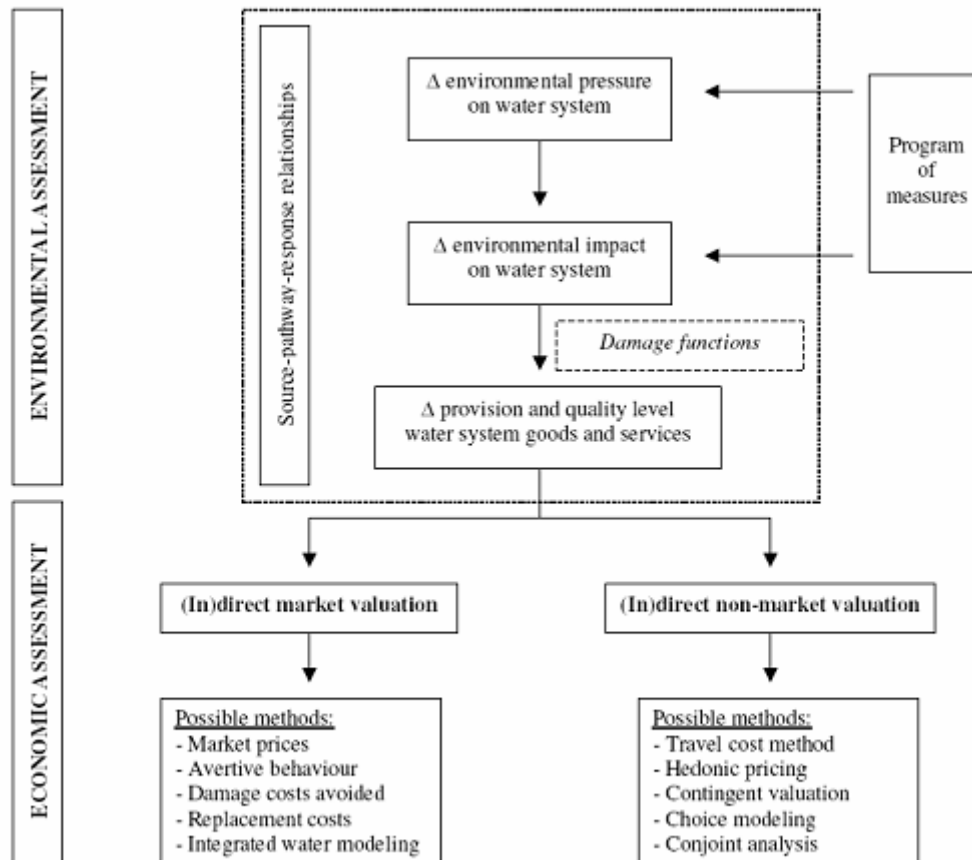


Figura 2.1: Avaliação económica dos custos e benefícios ambientais (Brouwer, 2006)

Segundo ECO2 (2004), os custos ambientais e de recurso só podem ser estimados se as situações de referência e alvo subjacentes forem conhecidas. A caracterização física destas duas situações, por exemplo em termos de níveis anuais de emissão de substâncias poluentes (e.g. nutrientes ou metais pesados) e o seu nível máximo admissível (e.g. baseado em normas ambientais existentes ou nível de absorção da água), fornece a base para a subsequente avaliação económica da discrepância entre a referência apropriada e a situação alvo. No contexto da DQA parece lógico utilizar o estado da água esperado em 2015 como situação de referência e para relacionar a situação alvo com os objectivos ambientais da DQA, isto é, bom estado das águas em 2015. No entanto, outras situações de referência e alvo podem ser aplicadas.

No Plano Nacional da Água (INAG, 2004) não foram aplicadas quaisquer metodologias em uso para calcular com alguma confiança os custos ambientais e de recurso. Foram, no

entanto, utilizados valores estimados para todo o país em protecção, recuperação e prevenção da deterioração das águas (incluindo custos com a monitorização e a fiscalização das linhas de água) não contabilizáveis como serviços da água, da ordem dos 200 milhões de euros/ano.

De acordo com ECO2 (2004), os custos económicos podem ser estimados com a ajuda de:

- informação disponível sobre custos e medidas necessárias para prevenir, evitar, reparar e mitigar os danos;
- métodos de avaliação económica disponíveis que avaliem a disponibilidade do público para pagar (os custos das medidas) para prevenir, evitar, reparar e mitigar os danos.

2.2 Métodos de avaliação económica

O objectivo da avaliação económica não é definir um preço de mercado para todos os bens, mas sim revelar o valor social dos bens não transaccionáveis (Dubgaard *et al.*, 2002). A escolha de um **método de avaliação económica** específico depende, antes de mais, do objectivo principal da avaliação dos custos ambientais e de recurso. Diferentes métodos simplesmente medem diferentes coisas e consequentemente podem ser mais ou menos apropriados ao objectivo de utilização dos resultados. Em segundo lugar, a informação disponível pode ter um importante papel, uma vez que os dados de custos estão mais rapidamente disponíveis do que os dados de benefícios. Em terceiro, o grau de incerteza à volta dos resultados dos diferentes métodos também difere significativamente e pode ser decisivo quando se escolhe um método específico para uma finalidade específica. Por exemplo, o nível de incerteza aceitável é mais elevado num estudo de pré-praticabilidade de custo-benefício do que quando se estabelecem níveis de preço da água “correctos” baseados em níveis actuais de amortização de custos. Outro importante desafio é identificar e quantificar, com a finalidade da amortização de custos, a extensão para os quais os custos ambientais e de recurso são custos internos ou externos, isto é, efectivamente pagos e compensados ou não, por aqueles que causaram os custos ambientais e de recursos envolvidos (ECO2, 2004).

Segundo Moore e Siderelis (2003), a análise dos **impactes económicos** tenta determinar o que é que os visitantes gastam no uso do recurso. A análise dos **benefícios económicos**, por outro lado, estima o que é que aquele recurso vale actualmente para as pessoas. Um impacte económico é uma mudança na actividade económica gerada pelos utilizadores que gastam dinheiro enquanto visitam uma área particular, sendo uma estimativa das despesas dos utilizadores numa determinada área geográfica e os efeitos que essas despesas têm na

economia local. Esses efeitos económicos são definidos através das vendas, empregos, rendas líquidas, e rendimentos de impostos na economia local provocada pelas despesas dos visitantes. Este impacte económico reflecte o ganho da base económica da área que fornece os utilizadores primários com o recurso e outros bens ou serviços relacionados com a utilização desse recurso. O impacte económico da utilização do rio não mede os benefícios económicos do rio para os utilizadores primários. O cálculo da estimativa dos benefícios económicos tenta determinar o valor total para os utilizadores de um recurso particular e não o que as pessoas gastam para o visitar.

A análise custo-benefício de um projecto ou política com impactes no ambiente é complexa, uma vez que muitos dos recursos ambientais são bens públicos, que pela sua natureza não são transaccionáveis como os bens privados e por isso são frequentemente explorados pelo mercado. Em termos económicos, chama-se a isto “falha de mercado”. Estas falhas podem ser corrigidas, captando o valor de todos os benefícios fornecidos pelos recursos ambientais, através do cálculo do VET (Birol *et al.*, 2006). O conceito de VET de recursos ambientais, foca-se nas alterações de bem-estar humano, e normalmente não se propõe a avaliação do VET de um sistema ambiental, mas de alterações no sistema, preferencialmente marginais ou pequenas (Nunes *et al.*, 2001). A actual e crescente confiança relativamente às análises de custo-benefício como base para os *inputs* económicos nos processos de decisão e políticos tem conduzido, nos últimos anos, a um crescente interesse pelos métodos para a avaliação monetária das preferências (Brouwer e Bateman, 2005). Esta avaliação das preferências pode ser feita de duas formas: directa e indirecta:

- Os métodos de **avaliação directa**, também chamados métodos de **Preferências Estabelecidas** (PE), apareceram para resolver o problema da avaliação de recursos ambientais que não são transaccionáveis em nenhum mercado. Para além de estimarem valores de uso para qualquer bem ambiental, o mais importante é que também podem estimar valores de não uso, possibilitando a estimativa de todas as componentes do VET (Birol *et al.*, 2006). Genericamente, a sua utilização baseia-se em questionários, cujo objectivo é descobrir as preferências de cada indivíduo, estimando a DPP, directamente através das perguntas com a forma: “O que está disposto a pagar?” ou “Está disposto a pagar €x?”, ou pedindo às pessoas para expressarem as suas preferências entre uma lista de alternativas. Estas técnicas têm sido bastante aplicadas e sujeitas a uma intensiva avaliação crítica (Bateman *et al.*, 2002; Brouwer e Bateman, 2005). O valor da DPP estabelecido, é positivamente afectado pelos rendimentos dos inquiridos, pela sua consciência ambiental e

percepção dos problemas ambientais, pelas heranças naturais e culturais, pelo seu interesse pelo projecto, entre outros (Verbič e Erker, 2007).

Uma das vantagens das avaliações directas, é a sua flexibilidade, uma vez que uma grande parte dos projectos ou políticas que se pretende avaliar são novos, sem precedentes históricos, pelo que existe uma ausência de preferências reveladas no contexto em estudo. As aproximações directas podem ser utilizadas para construir cenários realistas, para uma qualquer política ou projecto, e muitas vezes as escolhas hipotéticas são a única forma de obter informação sobre os benefícios dos novos projectos. No entanto, esta natureza hipotética da avaliação é uma das suas maiores fraquezas, uma vez que os inquiridos são colocados perante uma situação que não lhes é familiar e na qual a informação completa pode não estar disponível (Dumas *et al.*, 2004).

- Os métodos de **avaliação indirecta**, ou de **Preferências Revelada** (PR), utilizam informações dos mercados que estão associadas aos bens ou serviços que estão a ser avaliados. A informação derivada dos comportamentos observados nos mercados substitutos é usada para estimar a DPP, que representa a avaliação individual, ou os benefícios, dos recursos ambientais (Birol *et al.*, 2006). Segundo Bateman *et al.* (2002), existem várias razões para o facto dos mercados poderem falhar no fornecimento de dados necessários para a determinação da DPP. A mais óbvia é de que não existe mercado para os benefícios e custos no caso de muitos dos bens públicos. Nestes casos, as técnicas PR têm de confiar na informação dos mercados para bens privados. Por exemplo, podemos tentar determinar a DPP para um parque nacional, estudando os valores que as pessoas estão dispostas a pagar para visitar o local, ou podemos tentar determinar a DPP para a ausência de ruído de tráfego, estudando a diferença nos preços entre as casas afectadas e não afectadas pelo ruído. No entanto esta aproximação é responsável pela suavização dos valores dos bens públicos, por não captar todas as vias pelas quais as pessoas são beneficiadas. Dois dos métodos de PR mais populares e que prevalecem na literatura da economia do ambiente são o *hedonic pricing* (HP) e o *travel cost* (TC). Estes métodos são apropriados para avaliar os recursos da água que são indirectamente introduzidos no mercado e por isso apenas conseguem estimar os seus valores de uso (Birol *et al.*, 2006).

A Figura 2.2 mostra a relação entre as várias técnicas de avaliação económica e o VET.

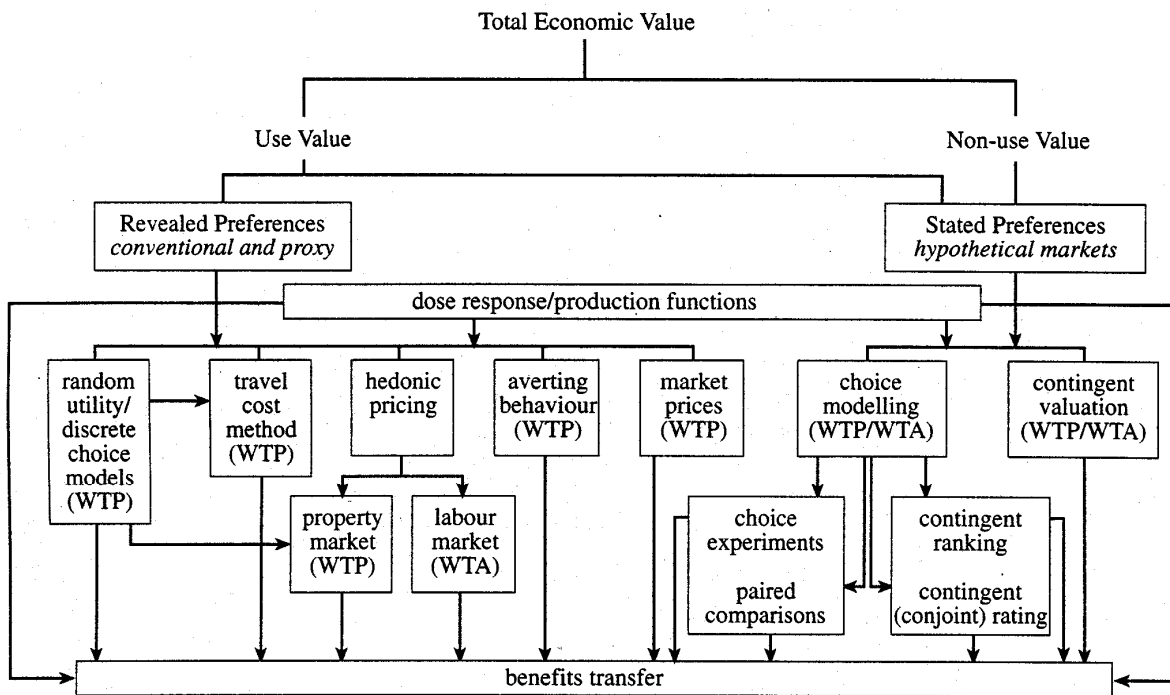


Figura 2.2: Técnicas de Avaliação Económica (Bateman *et al.*, 2002)

Da análise da Figura 2.2, podem destacar-se as seguintes considerações:

- os valores de não-uso, que são especialmente importantes no contexto onde o bem foi avaliado com poucos ou nenhuns substitutos, podem apenas ser estimados recorrendo a técnicas de PE;
- é observada a regra central da “função dose-resposta” ou “função produção” (FP). Estas funções relacionam uma mudança no ambiente ou uma medida política com uma resposta. Por exemplo, a poluição do ar pode ser a “dose” e a resposta deve ser um aumento no número de casos de bronquite crónica. Ou pode ocorrer uma mudança nos cuidados de saúde que promovem o bem-estar dos pacientes: a ligação é entre a actividade produtiva (cuidados de saúde) e o *output* (bem-estar do paciente). Estas funções, invariavelmente têm de ser estimadas ou derivam de pesquisas na literatura existente. Por exemplo, nos casos onde a água é uma importante componente dum processo de produção e a estrutura de custos do produtor é conhecida, pode ser estimado o valor da água, medindo a sua contribuição para a obtenção de lucros (Birol *et al.*, 2006);
- a parte final do diagrama sugere que a Transferência de Benefícios (TB) é um dos objectivos da avaliação. Segundo Bateman *et al.* (2002), o maior desafio da avaliação está no máximo que se pode aprender sobre TB.

É importante relembrar que estes métodos de avaliação económica avaliam preferências económicas para bens ambientais, numa perspectiva antropocêntrica, mais do que qualquer valor intrínseco destes bens, até porque a natureza, sendo um pré-requisito para a existência humana, tem um valor absoluto infinito, pelo que só faz sentido avaliar alterações marginais na qualidade do ambiente (Dubgaard *et al.*, 2002). Quando as preferências são bem formuladas, então podem esperar-se resultados razoáveis dos testes de avaliação. No entanto, se estas preferências são inconsistentes, é um tanto imprudente esperar que as técnicas de avaliação forneçam valores exactos (Watkins *et al.*, 2007).

Birol *et al.* (2006) relacionou as componentes do VET dos valores da água com o método de avaliação económica mais apropriado, conforme se demonstra no Quadro 2.1.

Quadro 2.1: Componentes do VET dos valores da água e métodos de avaliação económica apropriados (Birol *et al.*, 2006)

Componentes do VET	Métodos de avaliação económica ²
Valores de uso directo	
Irrigação para a agricultura	FP, PM, RC
Fonte de água para a indústria e uso doméstico	FP, PM, RC
Recursos energéticos	PM
Transporte e navegação	PM
Recreação/ lazer	HP, TC, AC, CE
Caça/ pesca	PM
Valores de uso indirecto	
Retenção de nutrientes	RC, COI
Redução da poluição	RC, COI
Protecção e controlo de cheias	RC, PM
Protecção de tempestades	RC, FP
Protecção externa do ecossistema	RC, FP
Estabilização micro climática	FP
Redução do aquecimento global	RC
Controlo da erosão dos solos	FP, RC
Valores de opção	
Potenciais utilizações futuras de usos directos e indirectos	AC, CE
Valor futuro da informação sobre biodiversidade	AC, CE
Valores de não uso	
Biodiversidade	AC, CE
Herança cultural	AC, CE
Valores de existência, altruísta e legado	AC, CE

² Os acrónimos utilizados referem-se a: função produção (FP), preços de mercado (PM), *replacement cost* (RC), *hedonic pricing* (HP), *travel cost* (TC), avaliação contingente (AC), *choice experiment* (CE), *cost-of-illness* (COI).

Todas as técnicas de avaliação têm aspectos positivos e negativos e a decisão sobre qual usar para uma aplicação particular, requer experiência e espírito crítico na análise dos resultados. Brouwer (2006), considera que existem alguns aspectos gerais a ter em consideração quando se faz esta escolha:

- é muitas vezes possível utilizar mais do que uma técnica de avaliação e comparar resultados. Uma vez que todos os métodos envolvem alguma incerteza, se o analista obtiver várias estimativas, terá maior confiança no valor da alteração proposta. Muitas das técnicas de avaliação, tipicamente, utilizam dados provenientes de testes domésticos (e.g. avaliação contingente, custos de viagens e métodos hedónicos de preços de propriedade). Quando uma técnica requer que os primeiros dados sejam provenientes de testes domésticos, é frequentemente possível desenhar o teste para obtenção dos dados necessários para utilizar mais do que um método de avaliação;
- diferentes técnicas de avaliação podem medir diferentes coisas. Neste sentido, devem ser consideradas complementares, em vez de ferramentas que competem entre si. Por exemplo, o método de avaliação de contingente é uma técnica disponível para medir valores de não-uso (ou utilizações passivas). Supondo que a estimativa do valor de utilização de um parque nacional ou uma reserva de animais selvagens era obtida através da aplicação de um modelo de custo de viagens e a estimativa dos valores de não-uso era obtida através de testes de avaliação de contingente, as estimativas calculadas não se poderiam substituir uma à outra, mas ambas poderiam ser úteis para os decisores políticos. Da mesma forma, os métodos de PR medem os benefícios percebidos por cada indivíduo, mas não captam o valor dos efeitos em cada indivíduo inconscientemente. Por exemplo, se os indivíduos não sabem que na água para consumo existe uma substância causadora de cancro, obviamente não tomarão uma atitude para evitar esse risco. Assim, não existirão “pistas comportamentais” que um analista possa seguir de forma a determinar quanto é que os indivíduos estão dispostos a pagar para evitar este risco. No entanto, utilizando uma aproximação da função do dano, o analista pode estimar a redução de mortes por cancro que resultarão se a substância carcinogénica for removida da origem da água;
- é importante considerar as necessidades dos utilizadores (clientes) dos estudos de avaliação, que por vezes têm preferências pela utilização de uma técnica de avaliação em relação a outra. Por exemplo, estimativas obtidas através de custos de viagens ou métodos hedónicos de preços de propriedade podem ser considerados muito teóricos ou muito complexos. Um utilizador particular pode sentir que as estimativas de avaliações de contingente são muito subjectivas e irreais para

suportar debates e discussões políticas. Assim, o analista que suporta o trabalho político tem de estar sensível a estes aspectos;

- devem ser consideradas, não só as necessidades do utilizador, mas também as necessidades da população. A informação extraída das opiniões da população para a melhoria do ambiente tem por vezes muito interesse para uma grande variedade de grupos da sociedade. Na escolha de uma técnica de avaliação, a resposta deve ser dada através da pergunta: “como é que a informação obtida vai ser recebida pelo público e partes interessadas, para além do cliente imediato?”. A informação sobre estudos de avaliação pode ser usada num processo de planeamento hierárquico de “*top-down*”, ou pode contribuir para o diálogo democrático, ou processos políticos de participação. Uma técnica como a avaliação de contingente assume parecenças com um referendo ou processo de voto. Devem ser escolhidas técnicas que informem e facilitem o debate público. Um passo útil é promover a audição pública ou encontros com os líderes da comunidade local, para lhes explicar qual o objectivo dos estudos de avaliação;
- os custos de levar a cabo um estudo de avaliação podem ser elevados comparativamente com o valor da informação que ajuda os decisores a optarem por uma melhor política ou projecto. Mas é também importante ter em mente que muitas políticas e projectos têm implicações ambientais em larga escala e que aumentam no futuro. Claramente, o valor a gastar em estudos de avaliação deverá ser tanto maior quanto as decisões políticas o justificarem.

Para uma melhor compreensão da utilização que pode ser dada a cada um dos principais métodos de avaliação, é apresentado, no Quadro 2.2, um sumário da sua aplicação, procedimentos e validação.

Quadro 2.2: Breve descrição dos métodos de avaliação económica mais utilizados (Bateman et al., 2002; Moore e Siderelis, 2003; Birol et al., 2006)

Método:	<i>Avaliação Contingente (AC)</i>
Aplicação:	Estimar o valor das preferências individuais, em termos monetários, para alterações na qualidade ou quantidade de bens ambientais, não transaccionáveis. No caso da sua aplicação ao recurso água, por exemplo, é utilizado para estimar valores de uso directo, como pesca recreativa, e valores de uso indirecto como a melhoria na qualidade da água. É possível também a sua utilização para estimar valores de opção, bem como valores de não uso, associados à biodiversidade, por exemplo.
Procedimento:	Envolve a utilização de um questionário cuidadosamente preparado, que questiona as pessoas sobre a sua disponibilidade para pagar (DPP) e/ou a sua disponibilidade para aceitar compensações (DPA) por uma alteração ambiental específica. Pela análise de como os utilizadores vêm o seu comportamento mudar perante as situações apresentadas nos inquéritos, os economistas podem determinar o valor das alterações para um grupo em particular. É necessário ter particular atenção ao desenho e implementação do questionário, sendo importante a consulta de especialistas e a realização de pré-testes.
Validação:	Por vezes os intervenientes, intencionalmente, dão respostas que não reflectem o seu verdadeiro valor, principalmente se pensarem que existe potencial para uma utilização gratuita, uma vez que os intervenientes não estão a fazer transacções “reais”. No entanto, existem poucas evidências deste facto. Os custos dos estudos normalmente limitam o número de experiências envolvendo dinheiro real (validação de critério).
Método:	<i>Choice Experiments (CE)</i>
Aplicação:	É um método estruturado de geração de dados, que através de um design cuidado das experiências, revela os factores que influenciam a escolha. Os recursos ambientais são definidos em termos dos seus atributos e níveis que esses atributos podem tomar, com ou sem gestão sustentável do recurso. Os perfis do recurso em termos dos seus atributos e respectivos níveis são construídos usando uma teoria estatística de design que combina o nível dos atributos em diferentes cenários para ser

apresentado aos indivíduos a quem é pedido que definam as suas preferências. É utilizado para extrair valores de não uso e é apropriado para avaliar projectos com múltiplos atributos ambientais. Esta avaliação dos atributos é uma vantagem relativamente ao método da AC. Requer conhecimentos substanciais sobre análises econométricas.

- Procedimento:** Os indivíduos são questionados para escolher entre duas ou mais opções ou simulações alternativas. As alternativas consistem em ter os mesmos atributos, incluindo o preço, mas diferentes níveis de atributos. Um valor de DPP implícito, deriva do comportamento escolhido, modelado através de uma análise de regressão multinominal.
- Validação:** A utilização e aplicabilidade estão a aumentar na literatura nos últimos 5 anos. Um problema metodológico é a independência entre atributos e o design ortogonal da experiência.

Método:	<i>Travel Cost (TC)</i>
----------------	--------------------------------

- Aplicação:** É utilizado para estimar valores de uso associados a ecossistemas ou locais como florestas, parques e praias, que são usados para actividades de recreação, aos quais as pessoas se deslocam para caçar, pescar, andar de bicicleta, caminhar ou observar a natureza. A DPP deriva do custo das viagens, incluindo o tempo de viagem. Não pode ser usado para estimar valores de não-uso.
- Procedimento:** São utilizadas as curvas de procura baseadas no preço, que reflecte a distância e frequência das viagens que os indivíduos estão dispostos a fazer para um determinado local. É necessário um exame detalhado da amostra dos visitantes e famílias, juntamente com os seus custos de viagem para o local. Outros possíveis benefícios da viagem, e a presença de locais competitivos, são alguns dos constrangimentos existentes.
- Validação:** Difícil quando há viagens com mais do que um objectivo e locais competitivos. A validação convergente é geralmente boa nos estudos feitos nos EUA. Normalmente, é aceite pelos organismos oficiais e grupos mais conservadores.

Método:	<i>Hedonic Price (HP)</i>
----------------	----------------------------------

- Aplicação:** Aplicável apenas a atributos ambientais provavelmente capitalizados no preço da habitação e /ou terreno. Mais aplicado para ruído, poluição do ar e amenidades de vizinhança, mas

também para a qualidade da água e controlo de cheias. Apenas mede valores de uso directo e está confinado a casos onde os proprietários conhecem as variáveis ambientais e actuam por causa delas (como um comportamento desviante).

Procedimento: Examina os comportamentos descritos para determinar qual o valor das alterações, através, por exemplo, de modelação da valorização dos bens imobiliários perto do local, ou da perda de poder de compra que as pessoas estão dispostas a comportar para viverem lá.

Validação: As falhas de mercado podem significar que os preços estão distorcidos, que os mercados podem não ser credíveis para se obter esta aproximação. Os testes de validação de convergência são limitados, mas geralmente obtêm resultados encorajadores.

Método:	<i>Comportamento desviante (CD)</i>
----------------	--

Aplicação: Limitada aos casos onde as famílias gastam dinheiro para compensar os perigos ambientais (e.g. despesas de isolamento sonoro; despesas para reduzir riscos como detectores de fumo, comprar água engarrafada, filtros de água). Não tem sido usado para estimar valores de não-uso embora seja discutível que o pagamento a uma sociedade de vida selvagem, por exemplo, possa ser interpretado como pagamento de taxas para conservação.

Procedimento: Raramente usado enquanto comparativo. As despesas levadas a cabo pelas famílias e desenhadas para compensar um risco ambiental necessitam de ser identificadas. Dificilmente mede todos os custos relativos à poluição que afecta a família e por isso apenas fornece uma estimativa limitada das verdadeiras despesas do agregado. Pode ser razoavelmente dispendioso.

Validação: Estudos insuficientes para comentar a validação convergente. Usa despesas actuais pelo que o critério de validação é geralmente conhecido.

Método:	<i>Preços de mercado</i>
----------------	---------------------------------

Aplicação: É utilizado para avaliar os custos/ benefícios associados a alterações na qualidade ou quantidade de bens ambientais que são transaccionáveis nos mercados, isto é, onde a relação dose-resposta entre a poluição e o *output* ou impacte é conhecida.

Alguns exemplos, incluem danos provocados pela poluição do ar nas culturas ou florestas, danos materiais, impacte da poluição na saúde, etc. Limitado a casos onde existem mercados ou onde os preços sombra podem ser estimados. Este método não pode ser usado para estimar valores de não-uso. Normalmente é utilizado com outros métodos de PR assumindo que os preços de mercado representam os custos de oportunidade dos recursos. As estimativas de custos de oportunidade são muito úteis quando uma política impossibilita o acesso a uma área (e.g. estimando a redução de rendimentos na criação de áreas protegidas).

Procedimento: Dose-resposta: criando ligações físicas e ecológicas entre poluição (dose) e o impacte (resposta) e valores de impacte final de um mercado ou preço sombra. São usadas, frequentemente, técnicas de regressão múltipla.

Custos de oportunidade: verifica as funções do uso da terra alterada e estima rendimentos para estes usos.

Validação: Incerteza reside principalmente nos erros do relacionamento entre dose-resposta. A validação de critério não é relevante uma vez que a presença de mercado “real” tende a ser um teste em si mesmo.

2.3 Transferência de benefícios

As técnicas de Preferências Estabelecidas (PE) são um recurso intensivo para avaliar benefícios, porque envolvem uma grande quantidade de dados originais. No entanto, uma vez que já foi realizado um número razoável destes estudos, é possível distinguir alguma uniformidade na expressão DPP, ou distinguir algumas regras que podem ajudar à utilização de certas estimativas da DPP, sem ter de realizar outros estudos. Este é o objectivo da Transferência de Benefícios (TB), que é uma forma de, através de informação existente sobre benefícios de um determinado contexto³ (contexto original) aplicá-la, com os ajustes apropriados, a um outro contexto (contexto de estudo) (Bateman *et al.*, 2002; Brouwer e Bateman, 2005). O objectivo desta técnica é reduzir a necessidade de conduzir novos estudos primários de cada vez que uma nova avaliação das preferências tem de ser feita.

A TB é uma forma prática de avaliar os impactos de gestão e políticas quando a realização de testes preliminares não é possível, ou quando existem constrangimentos orçamentais, limitações de tempo, ou os impactes esperados no recurso são pequenos ou insignificantes.

³ A referência a um determinado contexto pode ser entendida como um local, cenário ou tempo (Brouwer *et al.*, 2004)

Os testes preliminares são a melhor estratégia para obter informação específica da acção que está a ser avaliada, incluindo as dimensões temporal e espacial, impactes esperados, a extensão e inclusão da população humana e recursos ambientais afectados. No entanto, quando os testes preliminares não são possíveis ou viáveis, então a TB, como uma segunda melhor estratégia, é importante na avaliação dos impactos de gestão e políticas.

Segundo Rosenberger e Loomis (2001), são necessárias algumas condições para aplicar, de forma efectiva e eficiente, a TB.

Primeiro, o contexto onde se pretende aplicar deve ser bem definido, incluindo:

- identificação da extensão, magnitude e quantificação das alterações previstas (local ou impactos das acções propostas nos recursos);
- identificação da extensão e magnitude da população que será afectada pelas alterações;
- identificação dos dados necessários a uma avaliação ou análise, incluindo o tipo de medidas (unidade, média, valor marginal), o tipo de valor (uso, não-uso, ou valor total), e o grau de incerteza em torno dos dados transferidos.

Segundo, os dados do contexto original devem ter determinadas condições:

- os estudos transferidos devem ser baseados em dados adequados e métodos económicos sólidos;
- devem conter informação sobre a relação estatística entre os benefícios (custos) e as características socioeconómicas da população afectada;
- devem conter informação sobre a relação estatística entre os benefícios (custos) e as características físicas / ambientais do local;
- existência de um número adequado de estudos individuais para locais similares, a fim de permitir resultados estatísticos credíveis, referentes à aplicabilidade dos valores transferidos para o contexto de estudo.

E terceiro, a correspondência entre o contexto original e o contexto de estudo deve satisfazer as seguintes condições:

- o recurso ambiental e as alterações na qualidade e/ou quantidade do recurso no contexto original e o recurso e alteração esperada no novo contexto devem ser similares. Esta similaridade inclui a possibilidade de quantificação da alteração e eventualmente a fonte dessa alteração;
- os mercados para o contexto original e para o contexto de estudo devem ser similares, a menos que exista informação útil fornecida pelo próprio estudo original e preços substitutos. Outras características devem ser consideradas, incluindo a similaridade dos perfis demográficos entre as duas populações e os seus aspectos culturais;

- as condições e qualidade das actividades recreativas (e.g. intensidade, duração), entre os dois contextos, devem ser similares.

Muitos dos estudos primários realizados não são conduzidos tendo em vista uma futura aplicação da TB. A informação exigida nas condições anteriormente descritas nem sempre está incluída no relatório dos dados e resultados de pesquisas efectuadas.

A primeira utilização da TB em larga escala remonta a 1980, quando o *USDA Forest Service* preparava o seu *Resource Planning Assessement*, onde foram feitos grandes esforços para recolher dados de avaliações económicas associadas a usos de recreação. Estes exemplos de TB foram, no entanto, conduzidos sem que os erros e a validade dos valores transferidos fossem questionados. A validação do valor transferido só dez anos mais tarde é que começou a estar efectivamente na agenda, com a publicação de alguns artigos científicos (Wilson e Hoehn, 2006). Conforme relatado por Brookshire e Neil no editorial da secção especial da *Water Resources and Research*⁴ (1992): “*There exists an inextricable relationship between nonmarket benefit estimation and benefit transfer techniques. Benefit transfers can only be as accurate as the initial benefit estimates*” (Brookshire e Neil, 1992 in Wilson e Hoehn, 2006).

A partir daí, tem havido um constante crescimento na realização de testes de validação da TB, no desenvolvimento de métodos e técnicas estatísticas de TB e sua aplicação no ambiente e na saúde, uma vez que o método parece aplicar-se melhor em certos contextos. Existem, inclusivamente, estudos cujo objectivo, numa primeira abordagem, é a avaliação da transferência de benefícios e sua calibração (Dubgaard *et al.*, 2007; Navrud, 2007).

Nas últimas duas décadas, assistiu-se ao amadurecimento do método da TB, conseguindo-se obter estimativas viáveis de valores de serviços e bens ambientais. Neste processo de maturação, foi sendo desenvolvida uma estrutura teórica distinta, métodos inovadores para controlar estatisticamente os erros e os desvios, e uma nova agenda de pesquisas. Não obstante todas estas evoluções do método, muitos autores, como Wilson e Hoehn, (2006), Dubgaard *et al.*, (2007) e Rosenberger e Loomis (2001), lembram que a TB permanece dependente da qualidade dos benefícios originais estimados, uma vez que a exactidão da TB está parcialmente condicionada aos erros contidos no estudo original. O controlo desses erros, na TB, requer relatórios completos e exactos do desenho das pesquisas e procedimentos originais, incluindo factores como taxa de respostas, procedimentos das pesquisas, e contexto espacial e biofísico, que pode ser constante num estudo, mas pode variar entre diferentes estudos. Por outro lado, os estudos originais, têm que ter os *inputs* essenciais para a TB, uma vez que esta não é aplicável quando não existem estudos

⁴ Em 1992 a *Water Resources Research* (WRR) publicou a primeira secção dedicada à pesquisa e comentário da TB (vol 28, edição 3, 1992)

originais, ou os estudos originais são mal desenhados, ou com poucos dados disponíveis (Wilson e Hoehn, 2006). Para que os benefícios ambientais não sejam negligenciados nas análises políticas, pela simples falta de valores de benefícios que possam ser transferidos, será necessário desenvolver mais bases de dados que incorporem o máximo de estudos, e que contemplem toda a informação necessária sobre os estudos originais.

De acordo com Rosenberger e Loomis (2001), podem ser identificados alguns factores que podem afectar a confiança e validação da TB:

- limite de dados, como a qualidade dos estudos originais; o número limitado de estudos, restringindo assim a quantidade de estimativas e estudos dos quais resulta a informação; não existência de documentação disponível dos dados recolhidos e tratados; muitos dos estudos originais não serem desenhados com o propósito da TB;
- aspectos metodológicos:
 - podem ter sido usados no contexto original diferentes métodos de pesquisa, incluindo as perguntas efectuadas, como foi perguntado, o que foi afectado com o projecto ou política, como foram medidos os impactes ambientais, e como é que estes impactes afectam os usos recreativos, por exemplo;
 - utilização de diferentes métodos estatísticos podem levar a grandes diferenças nos valores estimados;
 - no caso da recreação, a existência de substitutos, é um importante elemento, quando se determina os impactes potenciais das alterações nos recursos. No entanto, existe frequentemente uma falta de dados sobre a disponibilidade de locais substitutos, preços de locais substitutos, entre outros;
- correspondência entre o contexto original e de estudo, como o facto de alguns dos estudos existentes serem baseados na avaliação de um recurso, num único local e com condições únicas, e as características dos dois contextos poderem ser substancialmente diferentes, conduzindo a valores completamente distintos;
- o aspecto da temporalidade ou estabilidade dos dados ao longo do tempo. Se os estudos existentes se realizaram em diferentes pontos no tempo, as diferenças relevantes entre esses pontos e o presente, podem não ser identificáveis nem mensuráveis, com base nos dados disponíveis;
- a dimensão espacial entre os dois contextos, que inclui a extensão dos respectivos mercados.

Os factores expostos podem levar a erros ou desvios e restringir a robustez do processo de TB. Um objectivo primordial do processo de TB é minimizar o erro do desvio padrão entre o “verdadeiro” valor e o valor “tolerado” ou transferido, dos impactes no novo local. No

entanto, os valores originais são eles próprios aproximações e consequentemente estão sujeitos a erro. Qualquer informação transferida de um contexto para outro é realizada com graus variáveis de confiança na aplicabilidade e precisão da informação.

Os erros transferidos aumentam quando as estimativas dos estudos originais são adaptadas aos contextos de estudo. Estes erros estão inversamente relacionados com o grau de correspondência entre os factores que descrevem o contexto original e o contexto de estudo. O grau com que cada um destes factores afecta a exactidão da transferência é uma questão empírica. No entanto, quanto maior for a similaridade (ou correspondência) entre os contextos, menor é o erro esperado (Navrud, 2007).

Navrud (2007), faz uma breve síntese de como se podem desenvolver testes de validação da transferência de valor. Dois ou mais estudos de avaliação paralelos devem ser conduzidos em contextos diferentes. Depois, é conduzida uma transferência imaginária de um contexto original (ou um grupo de dados associados a alguns contextos originais) para um contexto de estudo onde também foi desenvolvido um estudo original. O valor transferido, DPP_T , é então comparado com o valor estimado no estudo primário de avaliação do contexto de estudo, DPP_P . O erro transferido (ET) é calculado como a percentagem da diferença entre a estimativa transferida e a estimativa primária de avaliação do contexto de estudo:

$$ET = |DPP_T - DPP_P| / DPP_P \quad (2)$$

A TB pode também ser testada estimando a DPP antes de um projecto ser implementado e voltar a estimar a DPP, quando o projecto estiver finalizado, para verificar se as pessoas se comportam de acordo com o definido na DPP estimada inicialmente (Bateman *et al.*, 2002).

Vários métodos têm vindo a ser testados, ajudando a uma avaliação e calibração do método de TB, nomeadamente no âmbito das actividades da DQA, mostrando que alguns métodos são relativamente mais válidos do que outros. No entanto a conclusão geral é de que a TB não pode substituir a pesquisa original, especialmente quando os resultados têm grandes implicações políticas e económicas. Podem ser aplicados diferentes padrões de TB em diferentes contextos. Por exemplo, quando os custos de concretizar uma má opção são elevados, deverá ser exigido um elevado padrão de exactidão. No entanto, quando os custos são baixos, por exemplo quando a informação da TB é apenas uma de várias fontes de informação, ou quando é utilizada como ferramenta de selecção de uma primeira análise de decisão política, pode ser aceitável um baixo padrão de exactidão.

Rosenberger e Loomis (2001) e Navrud (2007) destacam duas grandes formas de chegar a aproximações da TB (Figura 2.3):

- Transferência de valor
- Transferência de função

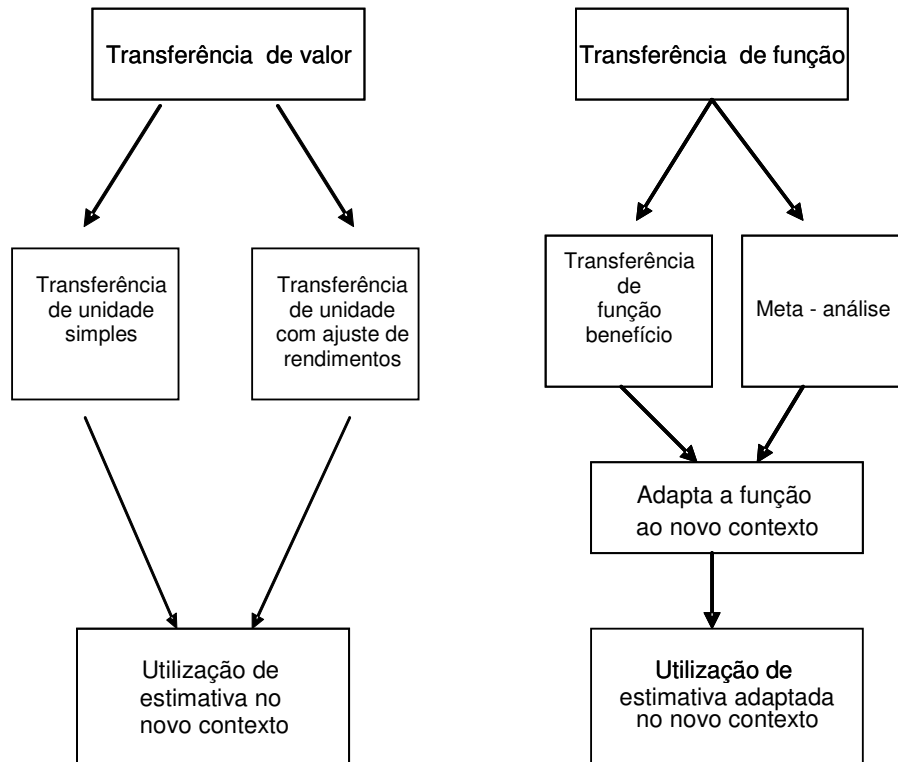


Figura 2.3: Métodos de aproximações de TB (baseado em Rosenberger e Loomis, 2001; Navrud, 2007)

Segundo Navrud (2007), a **transferência de unidade simples** assume que o bem-estar experimentado por um indivíduo médio no contexto original, é o mesmo que é experimentado por um indivíduo médio no contexto de estudo, podendo ser transferido directamente o benefício estimado, frequentemente expresso como a DPP por agregado familiar e por ano. Esta transferência apresenta, no entanto, alguns problemas. Primeiro, a população no contexto original pode ser diferente da população no contexto de estudo, em termos de rendimentos, educação, religião e características sócio-económicas que afectam a sua procura no que diz respeito a estes bens. Segundo, mesmo que as preferências da população sejam iguais nos dois contextos, as oportunidades (actividades e locais substitutos) podem não ser. Esta aproximação não deve ser utilizada para a transferência entre países com diferentes níveis de rendimentos e custos de vida. Nestes casos, deverá ser utilizada a **transferência de unidade com ajuste de rendimentos**, em que o valor ajustado estimado, V_e' , no contexto de estudo, pode ser calculado da seguinte forma:

$$V_e' = V_o (Y_e/Y_o)^\beta \quad (3)$$

onde V_o é o valor primário estimado no contexto original, Y_e e Y_o são os níveis de rendimento nos contextos de estudo e original respectivamente, e β é a elasticidade da procura para o bem ambiental em questão. Esta correcção deve ser feita considerando as diferenças de moeda, rendimentos e custos de vida entre os países, utilizando as taxas de câmbios corrigidas, Paridade do Poder de Compra (PPC).

A primeira suposição no ajuste do valor da DPP em proporção com qualquer medida de rendimentos é de que a elasticidade da DPP é 1. No entanto, não existem razões para pensar que a DPP no que diz respeito à qualidade ambiental varie proporcionalmente com os rendimentos.

Segundo Navrud (2007), as estimativas obtidas através da transferência de valor, devem ser apresentadas com um limite de erro de $\pm 40\%$. No entanto, se os contextos forem muito similares, ou se o estudo primário for desenhado, com o objectivo da transferência de valor para um contexto similar ao de estudo, pode ser usado um limite de erro de $\pm 25\%$. Se os contextos não forem muito próximos, a transferência de valor pode ser usada, mas devem ser discutidos os argumentos para a sub ou sobre estimativa da transferência e o valor transferido deve ser apresentado com um limite de erro de $\pm 100\%$.

Os testes de validação de transferência sugerem que os erros transferidos são menores se os indivíduos tiveram alguma experiência com o bem ambiental em questão. No entanto, não está claro se os erros transferidos para valores de uso são mais baixos do que para valores de não-uso, pelo menos em transferências entre países (Navrud, 2007).

A **transferência de função** abrange a transferência de uma função procura ou benefício de um contexto original, ou a função análise da meta regressão derivada de diversos contextos originais. As transferências de função adaptam a função para ajustar as especificidades do novo contexto, como características sócio económicas, extensão dos impactes ambientais e de mercado, e outras características mensuráveis que sistematicamente diferem entre o(s) contextos originais e o novo contexto. A função adaptada é então usada para prever uma medida de benefício para o novo contexto (Rosenberger e Loomis, 2001).

A principal dificuldade com a aproximação da função benefício é provocada pela exclusão de variáveis relevantes na função estimada da DPP. Isto é mais visível nos métodos de PE, uma vez que a função da DPP baseada nestes métodos tem menor poder explicativo do que uma função baseada em estudos de TC e de HP. Assim, a transferência de unidade pode funcionar melhor, ou eventualmente melhor, para valores de uso e não-uso de estudos de PE, como AC ou CE (Navrud, 2007).

Segundo Navrud (2007), para estudos de AC, a função benefício pode ser a seguinte:

$$\mathbf{DPP}_{ij} = \mathbf{b}_0 + \mathbf{b}_1 \mathbf{G}_j + \mathbf{b}_2 \mathbf{H}_{ij} + \mathbf{e} \quad (4)$$

onde \mathbf{DPP}_{ij} é da DPP do agregado familiar i no contexto j ; \mathbf{G}_j é o conjunto de características do bem ambiental no contexto j ; \mathbf{H}_{ij} é o conjunto de características do agregado familiar i no contexto j ; \mathbf{b}_0 , \mathbf{b}_1 e \mathbf{b}_2 são os conjuntos de parâmetros; \mathbf{e} é o erro aleatório.

Para calcular esta aproximação é necessário encontrar um estudo, na literatura existente, com estimativas da constante \mathbf{b}_0 e dos conjuntos de parâmetros \mathbf{b}_1 e \mathbf{b}_2 . Depois será necessário recolher dados nos dois grupos de variáveis independentes \mathbf{G} e \mathbf{H} , no contexto de estudo, inserir os seus valores médios na equação e calcular a DPP do agregado familiar no contexto de estudo.

Em vez de transferir uma função benefício de um estudo de avaliação seleccionado, os resultados de vários estudos de avaliação podem ser combinados numa **meta-análise** para estimar uma função benefício comum. Na meta-análise, os vários estudos primários têm de ser analisados como um grupo, onde o resultado de cada estudo é tratado como uma observação única numa análise de regressão. O termo meta-análise pode ser genericamente definido como uma técnica estatística para sintetizar os resultados de vários estudos existentes de avaliação de bens não transaccionáveis, estimando a relação entre variáveis de controlo (metodologia utilizada, características da amostra demográfica, características do bem) e valor monetário estimado nos múltiplos estudos (Wilson e Hoehn, 2006). A sua primeira aplicação foi em 1904, por Karl Pearson, na avaliação de dados de vários estudos, para concluir que a vacinação para a febre intestinal era ineficaz. Embora a maioria das meta-análises tenham sido aplicadas à psicologia, educação e medicina, a técnica tem vindo a ser também aceite desde os anos noventa, no campo da economia do ambiente (Zandersen e Tol, 2005).

A regressão de uma meta-análise pode ser similar à Equação (4), mas com a adição de uma variável independente \mathbf{C}_s = características do estudo s (e a variável independente deve ser \mathbf{DPP}_s = média da DPP do estudo s) (Navrud, 2007).

A utilização da meta-análise para avaliar estudos entre países pode ser uma boa ferramenta para a TB, especialmente para bens ambientais onde a literatura é escassa. No entanto, Lindhjem e Navrud (2007), questionam-se, no estudo que realizaram sobre a utilização da meta-análise na TB entre países, se a sua utilização trás vantagens efectivas que justifiquem os crescentes esforços que têm sido efectuados. Uma vez que as meta-análises tendem a ser dominadas pelas escolhas metodológicas dos estudos primários considerados, até se conseguir obter estudos primários de avaliação suficientes que utilizem a mesma

metodologia, as estimativas provenientes de meta-análises terão um menor grau de confiança do que a transferência de valor (e a transferência de função de um único contexto original). Estes autores concluem, no entanto, que devem ser realizados mais testes para outros bens ambientais e outros países, antes de afastar a meta-análise como uma ferramenta para a TB entre países.

Para efectuar a transferência de estimativas de meta-análise entre países, é necessário ter presente alguns factores:

- o erro específico espacial transferido (se não for possível calcular, pode utilizar-se os erros gerais de transferência existentes na literatura, de ± 25 a 40%);
- a abrangência do campo de acção dos estudos, verificando se é suficientemente restrito para fornecer informações relevantes sobre a estimativa a ser transferida (o campo de acção pode ser demasiado alargado para produzir estimativas de confiança se as meta-análises consistirem em estudos que variam muito em termos de metodologia e bem ambiental considerado);
- as variáveis metodológicas na meta-análise (de estudos de AC) devem reflectir algumas boas práticas (Navrud, 2007) que incluem a modalidade da recolha de dados (preferencialmente entrevistas pessoais ou por e-mail com altas taxas de resposta); estudos realizados há menos de 10 anos; estudos o mais semelhantes possível em magnitude e direcção das alterações, bens substitutos e características da população; forma de pagamento realista e justa (não se deve aplicar a contribuição voluntária sem definição de mecanismos de pagamento, nem formas de pagamento que criem um elevado sentimento de protesto).

A transferência da **função de benefício** é conceptualmente mais apelativa do que apenas transferir um valor simples, uma vez que mais informação é efectivamente tida em conta na transferência. No entanto, como se pode constatar pela análise do Quadro 2.3, alguns testes de validação de transferência sugerem que, na prática, a transferência de função não tem uma melhor performance do que a transferência de valor, devido sobretudo, ao facto de muitas funções de benefício omitirem variáveis.

Quadro 2.3: Sumário de alguns testes de validação da transferência para bens ambientais (Navrud, 2007; Brouwer, 2000)

Referências	Recurso/ actividade	Erro da transferência de valor unitário (%)	Erro da transferência de função (%)
Loomis (1992)	Recreação	4 – 39	1 - 18
Parson e Kealy (1994)	Água / recreação	4 – 34	1 – 75
Loomis <i>et al.</i> (1995)	Recreação	-----	1 – 113
Bergland <i>et al.</i> (1995)	Qualidade da água	25 – 45	18 – 41
Downing e Ozuna (1996)	Pesca	0 – 577	-----
Kirchhoff <i>et al.</i> (1997)	Transporte de água	36 – 56	87 – 210
Kirchhoff <i>et al.</i> (1997)	Observação de pássaros	35 – 69	2 – 35
Kirchhoff (1998)	Recreação / habitats	-----	2 – 475
Brouwer e Spaninks (1999)	Biodiversidade	27 – 36	22 – 40
Morrison e Bennett (2000)	Zonas húmidas	4 – 191	-----
Rosenberger e Loomis (2000)	Recreação	-----	0 – 319
VandenBerg <i>et al.</i> (2001)	Qualidade da água	1 – 239	0 – 298
Shrestha e Loomis (2001)	Recreação internacional	-----	1 – 81

Brouwer (2000), analisou sete estudos de transferência e concluiu que o erro médio transferido ronda os 20 a 40% para transferência de valores e é maior que 225% para transferências de função benefício. Também Lindhjem e Navrud (2007), concluíram que os resultados dos seus estudos sugerem que a utilização de meta-análise na TB nem sempre tem ganhos significativos em relação às técnicas simples de TB, principalmente quando se realizam TB entre países.

Assim, a transferência de valor é recomendada como a forma mais simples e transparente de transferir, tanto entre países como dentro do próprio país. Este método de transferência tem sido de uma forma geral utilizado como de maior confiança do que os procedimentos mais complexos da transferência de função de valor e meta-análises. Geralmente, quando se trata de transferência de valor, deve ser utilizado o limite de erro entre ± 25 a 40%, se os contextos originais e de estudos forem similares. Se existir baixa similaridade entre os contextos, o limite do erro utilizado deve ser de $\pm 100\%$ (Navrud, 2007).

Segundo Brouwer e Bateman (2005), a estratégia ideal para estimar funções de DPP com o propósito da TB, pode ser diferente da estratégia seguida quando simplesmente se deseja descrever as determinantes da DPP num estudo de caso específico. Os esforços para identificar a melhor função estatística, num contexto original específico, podem ser ineficazes se depois se pretende transferir esta função para um contexto diferente. Se se suspeita que as variáveis da DPP para o contexto original incluem factores muito específicos do local, então, mesmo a melhor função estatística vai obter uma pior transferência do que se incluir variáveis que tenham alguma relevância para o novo contexto, uma vez que tal aproximação pode resultar em grandes erros de transferência e deficientes estimativas da DPP nos novos contextos. Assim, poderá ser preferível começar com modelos relativamente simples de DPP, em cujos valores são uma função de algumas variáveis genéricas, que a teoria sugere que podem ser uma forte previsão da DPP (tal como o nível de rendimentos das famílias). Este modelo pode então ser transferido entre contextos originais e contextos de estudo e calculados os erros de transferência. O modelo pode ser expandido para incluir uma previsão adicional e repetidas as análises. Expansões adicionais podem ser testadas até se identificar a função ideal de transferência. Os erros podem então ser comparados com aqueles que resultaram da transferência do valor médio simples.

A priori, espera-se que onde a população dos diversos contextos é similar, os erros associados à transferência de função serão relativamente baixos. No entanto, é apenas em tais circunstâncias, onde a transferência simples do valor médio funciona melhor com populações similares, que é provável ter uma DPP similar. Inversamente, onde as preferências da população dos contextos originais diferem substancialmente das do contexto de estudo, tanto a transferência de função como de valor médio podem produzir erros relativamente elevados.

Esta complexidade das interdependências, explica porque é que alguns casos de estudo relatam transferências de funções de valor com sucesso e outras não, e porque é que tanto a transferência de função como a transferência de valor podem obter erros pequenos. Quando a alternativa é não estimar nenhum valor para os benefícios, a TB pode ser uma ferramenta muito útil.

A DQA ao referir a necessidade de utilizar análises económicas, para identificar programas de medidas para alcançar o bom estado de todas as massas de água, e para justificar, os casos excepcionais, onde este objectivo não vai poder ser alcançado, motivou o aparecimento de mais estudos primários e de TB. Assim, são já alguns os países que têm desenvolvido estudos de validação de transferência de valores dentro do próprio país, como o Reino Unido, França e Noruega, sendo esta técnica recomendada, como um procedimento aceitável, pelas Agências do Ambiente, Americana e Inglesa (Dubgaard *et al.*,

2002). Existem também algumas bases de dados de estudos de avaliação económica disponíveis, para que dentro do próprio país ou outros países, possam transferir os dados aí disponíveis para realizarem análises de custo-benefício em novos projectos. Um bom exemplo destas bases de dados é a EVRI⁵, que é a base de dados, com mais estudos de avaliação de vários países do mundo. No entanto o acesso é restringido aos países que integram o Club EVRI, do qual Portugal não faz parte. Outras bases de dados existem, mas com muito menos estudos e informação disponível, como são os casos da RED⁶, desenvolvida pelo Instituto de Recursos Italiano (ISIS⁷), *Environment Valuation Source List for the UK*, do DEFRA⁸, da *ValueBase*^{SWE9}, referente a estudos desenvolvidos na Suécia, da ENVALUE, do governo Australiano e que embora contenha cerca de 400 estudos, um terço são australianos e apenas 15% são europeus. Ao nível da Comissão Europeia foi criada uma base de dados para estimar custos externos da poluição do ar, *Benefits Table* (BeTa). O relatório final sobre custos e benefícios associados à implementação da DQA realizado para a *Environment DG* (Nocker *et al.*, 2007), fornece uma visão geral da informação disponível nos diferentes EM e conclui que a maior parte dos EM estão num estado bastante atrasado no que se refere à análise económica. Isto significa que, ainda existe um longo caminho a percorrer no desenvolvimento de informação sobre custos e benefícios no contexto da DQA.

Estão em curso, alguns estudos ao nível da UE, para testar a TB na implementação da DQA, nomeadamente estudos de PE em três bacias hidrográficas espanholas, uma em Itália e uma na Grécia, não estando ainda concluídos (Brouwer, 2008).

Alguns autores, como Nijkamp *et al.* (2008) e Brouwer *et al.* (1997), compilaram estudos existentes e apresentam valores estimados através da análise comparativa (meta-análise) de vários estudos, para determinados bens ou serviços (Quadro 2.4). No entanto a sua utilização na TB requer uma análise cuidada de cada um dos estudos que deram origem aos valores obtidos, para que seja possível ponderar a viabilidade da utilização dos valores estimados.

⁵ EVRI - *Environment Valuation Reference Inventory*, base de dados canadiana

⁶ RED - *Review of Externality Data*, base de dados italiana

⁷ ISIS – *Institute of Studies for the Integration of Systems*

⁸ DEFRA – *UK Department of Environment, Food and Rural Affairs*

⁹ ValueBase^{SWE} – *The Valuation Study Database for Environment Change in Sweden*

Quadro 2.4: Média da DPP para serviços e valores de biodiversidade e habitats (Nijkamp *et al.*, 2008)

Tipo de bem estudado	DPP/pessoa/ano (em €, 2006)	Origem dos estudos
Preservação da biodiversidade	28,66	Reino Unido, Noruega, Alemanha
Preservação da vida selvagem	1,8	Reino Unido
Parques e reservas naturais	8,7	Reino Unido, Hungria
Zonas húmidas	35,0	Reino Unido, Áustria
Rios	27,2	Reino Unido, Noruega
Paisagem	57,5	Reino Unido, Holanda, Áustria, Suécia
Protecção de espécies ameaçadas	120,9	Reino Unido, Suécia, Noruega
Floresta	18,8	Reino Unido, Holanda, Suécia, Noruega

A análise dos estudos primários é essencial, uma vez é necessário definir de forma clara quais os bens que efectivamente são avaliados, população envolvida, dimensão dos projectos, erros associados ao cálculo das estimativas, entre outras, como define Navrud (2007), na metodologia proposta para aplicação da TB. Esta metodologia pode ser sintetizada em sete passos (Figura 2.4).

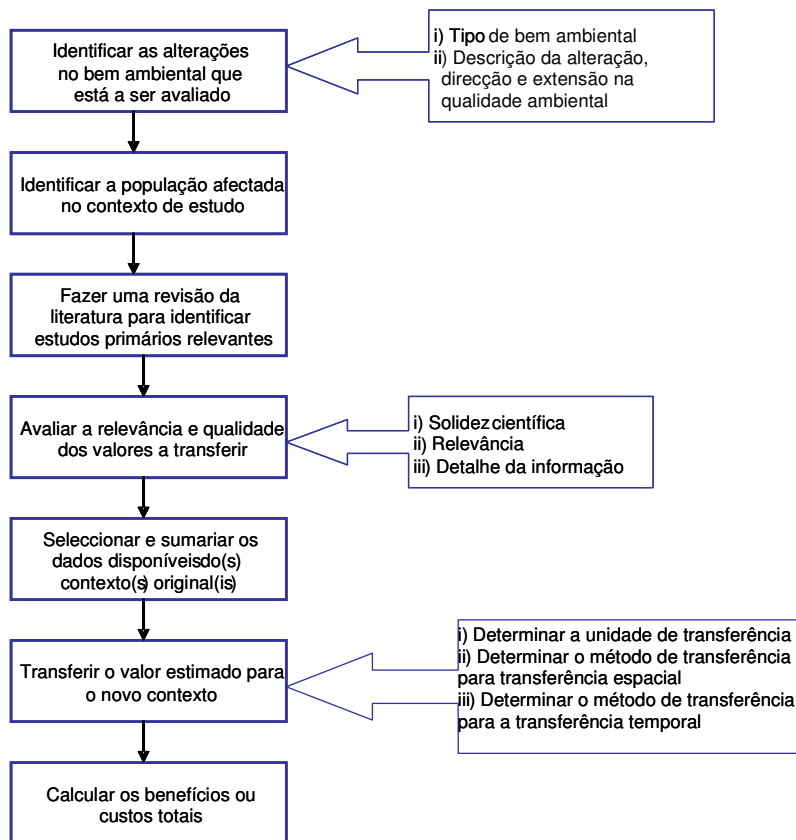


Figura 2.4: Metodologia de aplicação da TB (baseada em Navrud, 2007)

2.4 Síntese da revisão bibliográfica

As economias humanas baseiam-se em bens e serviços da natureza que resultam de ecossistemas saudáveis e funcionais, e que por sua vez representam capital natural. Este capital distingue-se do capital financeiro pela noção de saúde, como conceito complementar do capital social, que consiste na saúde das comunidades humanas.

Com base na revisão da literatura efectuada nos capítulos anteriores, pode concluir-se que embora não exista ainda um consenso formado sobre a validação dos métodos de avaliação, os estudos demonstraram que os benefícios do capital natural, para uma economia ou sociedade são grandes e que qualquer acção que degrade ou destrua ecossistemas irá reduzir o capital natural e consequentemente os benefícios dos bens e serviços ambientais. A reabilitação de sistemas fluviais, no entanto, aumenta o capital natural e os benefícios destes bens e serviços.

Assim, a avaliação económica e de valores sócio-culturais e ambientais associados às alterações provocadas pelos processos de reabilitação de rios devem determinar os seus benefícios, mencionando as mais valias alcançadas e não se ficando apenas pelo cálculo dos custos que acarretam para as populações e sociedade em geral.

Os bens associados à **reabilitação de linhas de água**, relacionados com a sua qualidade e extensão, são principalmente **bens públicos e não transaccionáveis**, uma vez que não existe um mercado associado. Consequentemente, o valor de um processo de reabilitação e dos seus efeitos deverá ser calculado através de métodos de avaliação económica de preferências.

A oportunidade de se efectuarem avaliações económicas dos processos de reabilitação, que contemplem, não só os custos associados, mas também os benefícios decorrentes da implementação do projecto, poderá ser um contributo para promover a reabilitação destes ecossistemas. No entanto, para que esta avaliação possa ser aplicada a projectos de pequena e média dimensão, onde os recursos financeiros normalmente são escassos e as decisões têm de ser tomadas com alguma rapidez, a existência de uma ferramenta de avaliação económica dos benefícios, de fácil aplicação e que permita ter uma ordem de grandeza dos benefícios relacionados com o projecto, poderá ter grande impacto na caracterização da avaliação económica do projecto e contribuir para a tomada de decisões de forma mais fundamentada. É de salientar aqui o facto dos projectos ao nível local serem desenvolvidos normalmente pelas autarquias, que têm de ultrapassar alguns constrangimentos de ordem administrativa e financeira, como a aquisição de terrenos privados que fazem parte das margens dos rios, autorizações da administração central para efectuar intervenções, disponibilidade de meios técnicos especializados, entre outros.

Os métodos de avaliação económica existentes, para calcular os benefícios associados aos projectos de reabilitação de rios, baseiam-se na avaliação económica das preferências, possibilitando o cálculo do VET de uma alteração do bem-estar associada ao projecto. No Quadro 2.5 apresentam-se alguns exemplos dos métodos de avaliação económica mais adequados para cada componente do VET.

Quadro 2.5: Componentes do VET dos valores da água e métodos de avaliação económica apropriados (baseado em Birol *et al.*, 2006)

Componentes do VET	Métodos de avaliação económica ¹⁰
Valores de uso directo	
Irrigação para a agricultura	FP, PM, RC
Fonte de água para a indústria e uso doméstico	FP, PM, RC
Recreação/ lazer	HP, TC, AC, CE
Caça/ pesca	PM
Valores de uso indirecto	
Retenção de nutrientes	RC, COI
Redução da poluição	RC, COI
Protecção e controlo de cheias	RC, PM
Redução do aquecimento global	RC
Controlo da erosão dos solos	FP, RC
Valores de opção	
Potenciais utilizações futuras de usos directos e indirectos	AC, CE
Valor futuro da informação sobre biodiversidade	AC, CE
Valores de não uso	
Biodiversidade	AC, CE
Valores de existência, altruísta e legado	AC, CE

A realização de estudos primários de avaliação económica, para além dos elevados custos associados, requer grande experiência e espírito crítico na análise dos resultados, aspectos que podem ser um constrangimento à avaliação dos benefícios associados aos projectos.

Assim, a aplicação da TB para avaliar os benefícios associados a um projecto de reabilitação de um rio ao nível local, poderá ser uma ferramenta útil na justificação e análise de projectos à escala municipal, uma vez que exige poucos meios técnicos e financeiros. Apesar das vantagens associadas à TB, é importante ter presente que os erros, associados aos resultados, normalmente são elevados (Quadro 2.6), pelo que a sua utilização deverá ser precedida de uma análise e interpretação cuidada dos resultados obtidos.

¹⁰ Os acrónimos utilizados referem-se a: função produção (FP), preços de mercado (PM), *replacement cost* (RC), *hedonic pricing* (HP), *travel cost* (TC), avaliação contingente (AC), *choice experiment* (CE), *cost-of-illness* (COI).

Quadro 2.6: Resumo de testes de validação da transferência para bens ambientais (baseado em Navrud, 2007 e Brouwer, 2000)

Referências	Recurso/ actividade	Erro da transferência de valor (%)
Loomis (1992)	Recreação	4 – 39
Parson e Kealy (1994)	Água / recreação	4 – 34
Bergland <i>et al.</i> (1995)	Qualidade da água	25 – 45
Downing e Ozuna (1996)	Pesca	0 – 577
Kirchhoff <i>et al.</i> (1997)	Observação de pássaros	35 – 69
Brouwer e Spaninks (1999)	Biodiversidade	27 – 36
Morrison e Bennett (2000)	Zonas húmidas	4 – 191
VandenBerg <i>et al.</i> (2001)	Qualidade da água	1 – 239

Como base para a definição de uma metodologia de cálculo do VET de projectos de reabilitação de rios à escala local, analisou-se a metodologia definida por Navrud (2007) (Figura 2.4), para aplicação da TB, através da transferência de valor.

3 PROPOSTA DE METODOLOGIA

*O Tejo é mais belo que o rio que corre pela minha aldeia,
Mas o Tejo não é mais belo que o rio que corre pela minha aldeia
Porque o Tejo não é o rio que corre pela minha aldeia.*

...

*Mas poucos sabem qual é o rio da minha aldeia
E para onde ele vai
E donde ele vem.*

*E por isso, porque pertence a menos gente,
É mais livre e maior o rio da minha aldeia*

...

*ninguém nunca pensou no que há para além
do rio da minha aldeia.*

*O rio da minha aldeia não faz pensar em nada.
Quem está ao pé dele está só ao pé dele*

Alberto Caeiro, Poemas

3.1 Introdução

Partindo da metodologia definida por Navrud (2007) para a transferência de benefícios (Figura 2.4) e da definição dos bens e serviços ambientais relevantes na estimativa do VET para processos de reabilitação de linhas de água, e considerando os aspectos relevantes e particulares associados a projectos de reabilitação, abordados nos capítulos 1 e 2, propõe-se uma metodologia que permita, de forma expedita e com baixos custos, o cálculo do valor aproximado dos benefícios, em processos de reabilitação de rios, com dimensões locais.

Assim, a definição da metodologia proposta parte da definição dos bens e serviços a avaliar. Esta definição tem como base a abordagem efectuada dos valores ecológicos, sócio-culturais e económicos associados aos processos de reabilitação, permitindo desta forma a sua aplicação, com as devidas adaptações, a qualquer processo de reabilitação de linhas de água, de âmbito local, que se pretenda implementar. A avaliação económica dos benefícios deverá ser apenas mais uma ferramenta de auxílio à tomada de decisão, por parte dos decisores políticos, uma vez que o VET estimado não deve ser o único factor a ter em conta

na tomada de decisão, mas sim mais um contributo para a caracterização do projecto e envolvimento da população.

A escolha da metodologia para aplicação da TB no cálculo do VET, teve como objectivo avaliar os benefícios da reabilitação de uma forma simples, rápida e com baixos recursos e considerou como principais *inputs* a definição dos bens e serviços a avaliar, a caracterização da população alvo, do projecto e da área de estudo e ainda a magnitude dos impactes. A metodologia geral proposta pode sintetizar-se em oito etapas, como se demonstra no esquema apresentado na Figura 3.1.

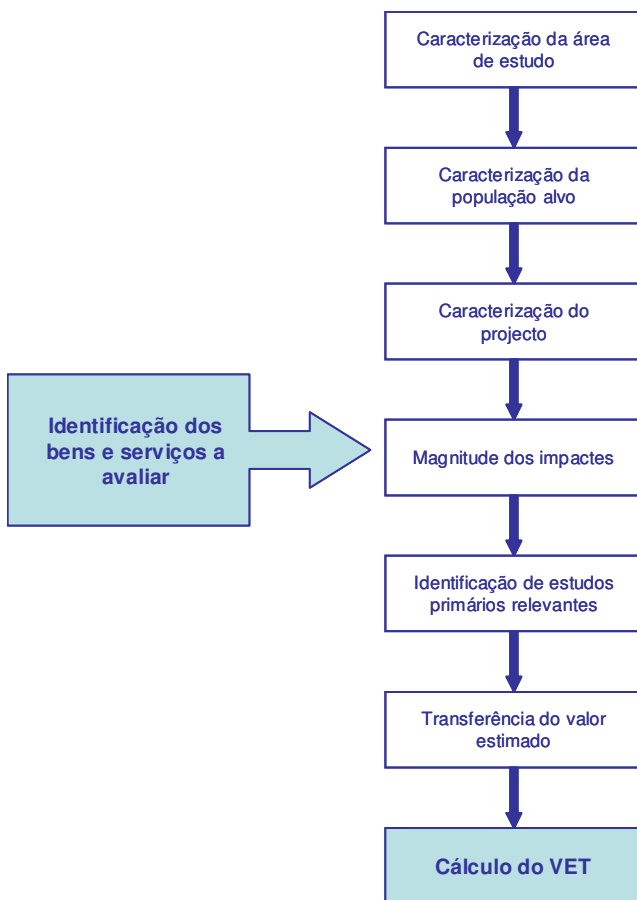


Figura 3.1: Proposta de metodologia geral para aplicação da TB

Após a implementação do projecto, o VET obtido pode ser reavaliado, observando-se o erro de transferência, através da aplicação da fórmula (2):

$$ET = |DPP_T - DPP_P| / DPP_P$$

O valor obtido poderá ser utilizado, ou servir de referência, em futuros projectos similares.

3.2 Metodologia de aplicação da TB

3.2.1 Identificação dos bens e serviços a avaliar

A reabilitação de rios à escala local, em meio rural, tem grande impacto nas populações pela existência de fortes ligações ao rio, quer através das actividades económicas, como a agricultura e a pecuária, quer pelo seu valor cultural muitas vezes herdado de gerações afastadas. No entanto, a utilização excessiva das margens e zonas adjacentes do rio e a poluição, provocaram diversas modificações, ao ponto de colocar em risco ecossistemas e espécies ribeirinhas. A reabilitação pretende repor os serviços perdidos, ou que foram sendo reduzidos ao longo do tempo.

Os ecossistemas fornecem benefícios para o Homem em larga escala. O controlo da erosão e a despoluição da água afectam positivamente a fauna e flora ribeirinha, e a vegetação ripícola e das zonas húmidas, por sua vez, promovem a qualidade da água. O aumento da qualidade da água melhora o aspecto do rio para os visitantes e promove o habitat de espécies autóctones, que as pessoas gostam de observar, ou simplesmente saber que existem.

O VET de um processo de reabilitação é o resultado da agregação dos vários valores de uso e não-uso, reflectindo uma variedade de motivações humanas, bem como a agregação de valores locais para alcançar um valor global (aproximação *bottom-up*) (Nunes e Bergh, 2001). A maior parte dos **valores de não-uso** associados à reabilitação de rios que têm sido estimados são atribuídos à biodiversidade, uma vez que a existência de diversidade de espécies de animais e plantas e seus habitats em zonas ribeirinhas depende da existência de corredores ecológicos. A existência de espécies autóctones e/ou ameaçadas, contribuem para o valor de não-uso associado ao conhecimento científico e a heranças e valores culturais.

A contabilização dos **valores de uso** também é importante. A criação de zonas de lazer e a promoção de actividades desportivas e lúdicas ao longo do rio, fazem parte do processo e são essenciais para garantir a sustentabilidade do projecto ao longo do tempo. A reabilitação de pequenas linhas de água, geralmente, não está associada a grandes parques ou reservas naturais, mas sim a locais, que embora possam pertencer à REN, RAN e/ou Domínio Público Hídrico, têm grande impacto e importância sócio-cultural para as populações locais. As actividades recreativas e de lazer são um serviço fornecido pelos ecossistemas, cujo valor que os utilizadores lhe atribuem pode ser substancial, embora não esteja reflectido nos preços de mercado. Este valor pode, no entanto, fazer uma diferença significativa na gestão, conservação e planeamento das opções dos projectos (Zandersen e Tol, 2005). Algumas actividades económicas são desenvolvidas nas zonas ribeirinhas, principalmente a agricultura e a pecuária e por isso os valores de uso associados, como os factores de produção, devem ser considerados. Por sua vez, a investigação científica e a

educação ambiental, inerente aos processos de reabilitação, também contribuem para os valores de uso associados ao conhecimento científico e à educação para a sustentabilidade. A redução do risco de cheias é também importante, uma vez que as características de dispersão habitacional e a existência de construções em leitos de cheia, que caracterizam muitas das vilas e aldeias de Portugal, tornam a sua prevenção e controlo importantes para as populações. O controlo de cheias exerce uma grande influência na DPP, uma vez que interfere com a qualidade de vida das famílias proprietárias de terrenos situados nas áreas adjacentes ao rio (Brouwer *et al.*, 1997).

Assim, o valor económico da reabilitação de rios à escala local, pode ser avaliado através das 5 categorias de bens e serviços identificadas no Quadro 3.1.

Quadro 3.1: Tipologia de benefícios num processo de reabilitação de rios, à escala local

Classe de benefícios		Categoria dos benefícios
Uso	R	Recreação (e.g. pesca desportiva, desportos náuticos, banhos, cicloturismo, pedestrianismo, lazer)
	A	Actividades económicas
	C	Controlo de cheia
	I	Investigação e educação ambiental
Não uso	B	Biodiversidade

3.2.2 Caracterização da área de estudo

A caracterização da área de estudo é a base a partir da qual estão definidas todas as outras etapas da metodologia proposta, uma vez que o conhecimento da área onde se irá desenvolver o projecto de reabilitação é essencial para se perceber a dimensão e extensão do projecto e ser possível a TB de projectos idênticos.

Existem alguns aspectos que deverão ser considerados na caracterização da área de estudos, nomeadamente ao nível da caracterização da bacia hidrográfica onde se pretende intervir. Esta caracterização deve incidir nos seguintes aspectos:

- localização da área de estudo;
- características fisiográficas da bacia hidrográfica;
- caracterização dos ecossistemas existentes, estado de conservação e a sua importância ao nível local, regional, nacional e internacional;
- caracterização da qualidade da água e pontos de vulnerabilidade ao longo da bacia;
- identificação de áreas degradadas;

- identificação das pressões e descrição dos impactes significativos da actividade humana sobre o estado dos ecossistemas, com a avaliação, entre outras, das fontes tóxicas e difusas de poluição, das utilizações e alterações morfológicas existentes.

Outro aspecto relevante é a referência ao património sócio-cultural associado à área de estudo, como tradições, crenças, importância afectiva dos locais para as populações e a existência de locais com interesse histórico ou arqueológico.

3.2.3 Caracterização da população alvo

A extensão geográfica do projecto deve também ser definida, ao nível da população afectada directa e indirectamente, pelo projecto. Regra geral, nos projectos com dimensões local ou regional, a população a utilizar deverá ser a população do município ou da região em causa. Se existirem locais substitutos, deve ser utilizada a população ao nível das freguesias ou lugares. No entanto, será importante, efectuar uma análise cuidada da amostra da população considerada no contexto original e qual a sua relação com o projecto. Considerando um bem ambiental, tipicamente local, como uma praia, um lago ou um parque, se a amostra da população utilizada no contexto original viver perto do local do projecto, então o valor a transferir será válido para a população que mora perto do local onde se desenvolve o projecto. Em contraste, se o bem ambiental tem um significado nacional (e.g. parque nacional), e o valor estimado, no contexto original, deriva de uma amostra nacional, então a população relevante no contexto de estudo, será toda a população do país.

A transferência entre países, acarreta alguma complexidade adicional, uma vez que, um exemplo único de paisagem, parque ou rio pode ter um significado nacional, num país geograficamente pequeno que tem poucos recursos com idêntico significado, enquanto que um bem idêntico num país de grandes dimensões tem apenas um significado local ou regional. Isto pode tornar difícil a transferência entre países. Para além disto, a importância local ou nacional de um bem é muitas vezes atribuída por factores culturais, mais do que geográficos, exigindo uma análise cuidada para a determinação da extensão do mercado do bem a avaliar (Navrud, 2007).

Assim, a definição da população, principalmente na estimativa de valores de não-uso, deve ser precedida de uma análise da área de intervenção e da população interessada no projecto, para desta forma se conhecer melhor a extensão da população alvo.

Para a estimativa de valores de uso, deverá ser utilizado o número de utilizadores do local (e.g. pescadores, cicloturistas, visitantes), enquanto que para a estimativa de valores de não-uso (ou combinação de uso e não-uso) deve ser considerado o número de agregados

familiares existentes na área geográfica considerada relevante (local, regional ou nacional) (Rosenberger e Loomis, 2001)

Deverá também ser feita uma pequena caracterização sócio-económica da população afectada.

3.2.4 Caracterização do projecto

Os objectivos do projecto deverão ser bem claros, bem como a definição do horizonte temporal e espacial.

A caracterização do projecto é essencial para uma melhor avaliação da magnitude dos impactes e irá contribuir para uma melhor avaliação das semelhanças com outros projectos, cujas estimativas de valores se pretendam transferir. Assim, podem destacar-se alguns aspectos que devem ser considerados na caracterização do projecto de reabilitação:

- definição do tipo de intervenção;
- descrição das obras a realizar;
- áreas afectadas;
- descrição das alterações a introduzir nos ecossistemas;
- meios de participação das populações no projecto;
- formas de comunicação e sensibilização da população;
- análise da existência ou não de consciência ambiental na população afectada;
- indicadores de acompanhamento;
- custos directos do projecto.

3.2.5 Magnitude dos impactes

Depois de caracterizado o projecto, deverão ser definidos os impactes provocados no local de estudo, ao nível da qualidade da água, da fauna e flora e actividades humanas, bem como a sua magnitude.

A caracterização da magnitude dos impactes deve incidir nos bens e serviços ambientais que estão a ser avaliados, definindo a extensão das alterações que vão ser introduzidas em cada um dos bens a analisar, conforme se exemplifica no Quadro 3.2.

Quadro 3.2: Caracterização da magnitude do projecto

Benefícios (conforme definido no Quadro 3.1)	Magnitude das alterações (antes e depois da implementação do projecto)
Recreação	i) número de dias de actividades recreativas por ano, no local ii) número de visitantes iii) número de pescadores iv) acesso único ou existência de locais substitutos (nº de locais similares na região)
Actividades económicas	i) área utilizada para as actividades económicas (agricultura e pecuária) ii) m ³ de água do rio utilizada para rega
Controlo de cheias	i) valor das propriedades, em termos de preços médios e atractividade
Investigação e educação ambiental	i) ferramentas de comunicação, sensibilização e educação ambiental ii) associação com projectos científicos e culturais
Biodiversidade	i) estado da massa de água ¹¹ ii) tipos de ecossistemas (habitats) e serviços do ecossistema iii) caracterização das espécies: número e tipo de espécies; tamanho da população; espécies ameaçadas

Conseguir o bom estado ecológico, admitindo como naturais e não como fatalidade as variações hidrológicas naturais, obriga ao profundo conhecimento das características não só qualitativas e quantitativas da bacia hidrográfica, mas também das cargas poluentes produzidas pelas actividades económicas, muitas vezes utilizando práticas antiquadas ou não apropriadas.

3.2.6 Identificação de estudos primários relevantes

Deverá ser feita uma revisão dos estudos existentes, considerando alguns aspectos relevantes pela influência que podem ter nos resultados obtidos, aos quais é feita uma breve abordagem nos subcapítulos seguintes.

3.2.6.1 Origem dos estudos

Sempre que possível devem ser considerados preferencialmente estudos realizados no país de aplicação, uma vez que estudos espacial e temporalmente mais próximos tendem a ter erros mais baixos.

A análise da literatura sobre os estudos existentes permite concluir que para se utilizar a transferência de valores para os benefícios definidos no Quadro 3.1, em Portugal, será necessário recorrer a estudos realizados noutros países da Europa ou mesmo EUA, Canada e Austrália, pois o número de estudos realizados em Portugal não é suficiente para a

¹¹De acordo com parâmetros biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos, conforme definido na DQA.

aplicação da TB neste contexto. Sempre que possível, devem ser utilizados estudos de países com características sócio-económicas e culturais próximas das portuguesas ou bases de dados internacionais com estudos relevantes. Em alguns casos, as bases de dados não contêm todos os elementos necessários e relevantes do estudo original, devendo recorrer-se à consulta do estudo original completo, quando possível.

A título de exemplo, é apresentada, no Quadro 3.3, uma listagem de alguns estudos existentes de avaliação económica de benefícios, que podem ser associados à reabilitação de rios, com os respectivos valores da DPP estimados. Pretende-se com esta síntese, dar uma perspectiva dos estudos que estão disponíveis, para poder ser equacionada a sua utilização na TB. Alguns destes estudos fazem parte de bases de dados internacionais e outros estão disponíveis na íntegra para consulta.

Quadro 3.3: Resumo de alguns estudos de avaliação económica de benefícios associados à reabilitação de linhas de água

Autor(es)	Estudo, País	Método de Avaliação	Estimativas (DPP)
Bjørner <i>et al.</i> (2004) (in Sundberg e Söderqvist, 2004)	<i>Biodiversity, Health and Uncertainty – a Contingent Ranking Study</i> , Dinamarca	CR	213 – 230 DKK/ agregado/ ano, para um aumento de 1% na população de pássaros
Lundhede <i>et al.</i> (2005) (in EVRI)	<i>Valuing the reconstruction of nature and culture heritage in Store Åmose</i> , Dinamarca	CE	543 DKK/ agregado/ ano, para conseguir alta biodiversidade com a reconstrução de uma zona húmida
Nunes, P. (2001)	<i>Using factor analysis to identify consumer preferences for the protection of a natural area in Portugal</i>	AC	€49/ agregado/ mês, durante um ano para manter a vida selvagem
Nijkamp <i>et al.</i> (2008)	<i>Economic valuation of biodiversity: a comparative study</i> , França	M-A	€28,66/pessoa/ano (2006) para preservar a biodiversidade
Duffield and Patterson (2005) (in Nunes e Bergh, 2001)	<i>Conservation of fisheries in Montana River</i> , EUA	AC	\$2-4/ agregado/ ano (para residentes); \$12-17/ agregado/ ano (para não residentes)
Kealy e Turner (1993) (in Nunes e Bergh, 2001)	<i>Preservation of the aquatic system in the Adirondack Region</i> , EUA	AC	\$12-18/ agregado
Loomis e White (1996)	<i>Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis</i> , EUA	AC	\$6-95/ agregado/ ano
Kosz (1995)	<i>Valuing riverside wetlands: the case of the “Donau-Auen” national park</i> , Australia	AC	329,25 ATS/ pessoa/ ano

Autor(es)	Estudo, País	Método de Avaliação	Estimativas (DPP)
Green e Tunstall (1991)	<i>The evaluation of river quality improvements by the contingent valuation method</i> , Reino Unido	AC	£12,03/ agregado/ ano £1,35-1,66/ agregado/ mês
Spurgeon <i>et al.</i> (2001) (in EVRI)	<i>Economic evaluation of inland fisheries module B: indirect economic values associated with fisheries – general public survey</i> , Reino Unido	AC	£6,49/ agregado/ ano, para aumento da população de peixes num rio local
Hasler <i>et al.</i> (2005)	<i>Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by choice experiments and contingent valuation</i> , Dinamarca	CE, AC	1204 (CE)–711(AC)DKK/ agregado/ ano, para boa qualidade das águas superficiais
Smith e Desvousges (1986)	<i>Measuring water quality benefits, EUA</i>	Custo de Viagens	\$1,54/ agregado/ viagem (água para pescar); \$1,74/ agregado/ viagem (água para nadar)
Smith e Desvousges (1986) (in Nunes e Bergh, 2001)	<i>Preservation of water quality in the Monongahela River Basin, EUA</i>	AC	\$21-58/ agregado, para utilizadores; \$14-53/ agregado, para não utilizadores
Verbič e Erker (2007)	<i>Economic valuation of environmental values of landscape development and protection area of Volčji Potok, Eslovénia</i>	AC	388 SIT/ agregado/ mês
Carson e Mitchell (1993)	<i>The value of clean water: the public's willingness to pay for boatable, fishable, and swimmable quality water, EUA</i>	AC	\$93/ agregado/ ano (navegável em pequenas embarcações) \$70/ agregado/ ano (para pesca) \$78/ agregado/ ano (para nadar)

Para além dos estudos mencionados, a qualidade da água foi avaliada em vários outros estudos, como por exemplo os realizados por Ribaudo (1989) onde foram avaliados os benefícios económicos da redução nas descargas de poluentes em cursos de água, em nove categorias: pesca recreativa, navegação, armazenamento de água, irrigação, tratamento da água, utilização da água na indústria, cheias e centrais termoeléctricas, nos EUA. Os benefícios foram definidos em termos de alterações nas despesas, nos custos de produção ou no excedente do consumidor, dependendo da categoria do dano e da disponibilidade de informação. Os benefícios totais da qualidade da água foram estimados em \$4,4 milhões (Nunes *et al.*, 2000).

3.2.6.2 Os bens avaliados

Os bens e serviços avaliados e a extensão dos benefícios no estudo original devem ser idênticos aos do caso de estudo, bem como as características sócio-económicas da população afectada, os direitos de propriedade, os aspectos culturais e institucionais.

3.2.6.3 Adequação dos métodos utilizados

A escolha dos estudos primários a utilizar na Transferência Benefícios, deverá ser precedida de uma análise do método utilizado para o cálculo dos benefícios. A recolha de dados e a escolha do método de avaliação utilizado nos estudos primários têm de ser sólidas e consistentes com as teorias científicas e/ou económicas.

A avaliação de preferências reveladas (PR) pode ser usada para avaliar alguns dos bens associados à reabilitação de linhas de água, porque existem alguns mercados revelados para estes bens. Exemplos disto são o preço das habitações que podem ser afectadas pelas cheias no período de Inverno, ou os factores de produção das actividades económicas como a agricultura e a pecuária. No entanto, estes preços de mercado não reflectem o valor total dos atributos ambientais da reabilitação. Por outro lado, estudos desenvolvidos noutros países, que utilizam a função *Hedonic Price* (HP) não devem ser utilizados em Portugal, uma vez que a sua transferência pode ser dificultada, pelo facto dos resultados serem influenciados pelas características do mercado (atractividade e nível de preço total da área).

Os métodos de preferências estabelecidas (PE) podem ser usados se se quer avaliar os bens públicos como um todo, ou se se pretende contabilizar o valor de cada um dos atributos separadamente (Hasler *et al.*, 2005). Quando se mede empiricamente valores não transaccionáveis de bens ambientais, os métodos de avaliação hipotética como AC e mais recentemente CE, têm sido os mais usados internacionalmente. A utilização de métodos hipotéticos de avaliação é a única forma de avaliar valores de não-uso, enquanto as avaliações reveladas (HP, TC) só podem ser usadas para revelar valores de uso de projectos ou bens que já existam. Ao contrário, métodos hipotéticos podem ser utilizados para avaliar, tanto bens de uso, como de não-uso, incluindo valores de existência, e valores de potenciais projectos (Hasler *et al.*, 2005).

Segundo Bateman *et al.* (2002), a escolha entre utilizar a AC ou CE deve reflectir os bens e os problemas que vão ser avaliados. A AC deve ser escolhida quando se pretende avaliar a totalidade dos bens ou serviços ambientais. A CE é a escolha apropriada quando são analisados ou avaliados os valores relativos de cada atributo ou característica do bem público. Assim, para avaliar o efeito da reabilitação de rios deve recorrer-se a ambos os métodos, mas apenas a CE é necessário para avaliar separadamente os valores associados aos atributos da reabilitação.

Na ausência de valores de mercado para avaliar a biodiversidade, será necessário obter as preferências dos consumidores, recorrendo aos métodos de avaliação. Alguns métodos são mais apropriados do que outros para certos tipos de avaliações de biodiversidade, mas a AC aplica-se, em princípio a todas as categorias de valores de biodiversidade, conforme descreve Nunes e Bergh (2001). Os mesmos autores defendem a ideia de que a avaliação monetária das alterações na biodiversidade faz sentido, mas que exige, entre outras coisas, a definição do nível de diversidade biológica, a formulação de um cenário concreto de alteração na biodiversidade, a identificação dos efeitos directos e indirectos das alterações na biodiversidade para o bem-estar humano através da aproximação multidisciplinar, e, muito importante, que a alteração seja bem definida e não muito alargada.

Poucos estudos foram encontrados com estes requisitos, uma vez que na maior parte dos casos a avaliação da biodiversidade não está ligada a um indicador monetário universal e não ambíguo, nem diz respeito a pequenas alterações, sendo por isso necessária alguma prudência na utilização dos resultados.

Embora um largo número de estudos de AC foquem valores de uso e não-uso simultaneamente, devido aos valores indirectos e de não-uso inerentes à reabilitação (Birol *et al.*, 2006), da análise dos estudos de avaliação encontrados, as estimativas obtidas raramente dizem respeito a estudos que envolvem a avaliação de todos os bens e serviços associados à reabilitação de rios. A título de exemplo destacam-se dois estudos (Quadro 3.4) que se aproximam da avaliação económica do conjunto de atributos de um processo de reabilitação. Loomis *et al.* (1999), calcula o VET da restauração de cinco serviços do ecossistema (diluição de águas residuais, purificação natural da água, controlo da erosão, habitat para peixes e vida selvagem e recreação). Neste estudo, o ênfase é dado aos valores de não-uso, utilizando os métodos da CE e AC em conjunto e considerando que o valor da recreação já está incorporado. Amigues *et al.* (2002) por seu lado, calculou a DPP pelos residentes locais para preservar o habitat ripícola do *Rio Garonne*, considerando que os benefícios associados são a migração de espécies reprodutoras, a redução da poluição da água, a redução da erosão do solo e a conversão de áreas naturais para espécies locais. Neste estudo, a avaliação é feita apenas aos valores de não-uso (Quadro 3.4).

Quadro 3.4: Resumo das características dos estudos de avaliação A e B

Estudo A:	<i>Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in a impaired river basin: result from a contingent valuation survey</i>
Autor:	Loomis <i>et al.</i>
País:	EUA
Ano da recolha de dados:	1998
Método de avaliação:	Avaliação Contingente e <i>Choice Experiment</i>
Bens e serviços avaliados:	Diluição de águas residuais, purificação natural da água, controlo da erosão, habitat para peixes e vida selvagem e recreação
Informações sobre a amostra:	Amostra: 462; entrevistas: 96; recusadas: 131
Extensão do projecto:	Extensão do troço de rio: 72 km; área abrangida: 1 214 km ² ; nº de agregados familiares abrangidos: 281 531
DPP estimada:	DPP/agregado/mês: \$21
Estudo B:	<i>The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept/ willingness to pay contingent valuation approach</i>
Autor:	Amigues <i>et al.</i>
País:	França
Ano da recolha de dados:	1997
Método de avaliação:	Avaliação Contingente
Bens e serviços avaliados:	Migração de espécies reprodutoras, redução da poluição da água, redução da erosão do solo e conversão de áreas naturais para espécies locais
Informações sobre a amostra:	Amostra: 402; respostas: 362
Extensão do projecto:	Extensão do troço de rio: 70 km; população: 250 000; agregados familiares com terrenos ao longo do rio: 400
DPP estimada:	DPP/pessoa/ano, durante 5 anos: FF35-66

Através da obtenção de um valor para uma gama de serviços do ecossistema, reduz-se a possibilidade de duplicação de valores e evita-se a avaliação independente e soma de potenciais problemas (Loomis *et al.*, 1999). Esta adição de estimativas, pode ser mais do que a duplicação de resultados, quando se adicionam estimativas independentes da DPP, com efeitos de substituição e constrangimentos financeiros que não são tidos em consideração.

Assim, devem ser procurados estudos que obtenham um valor para uma gama de bens e serviços, próxima das características definidas no Quadro 3.1, reduzindo a possibilidade de duplicação de valores.

3.2.6.4 Qualidade dos valores obtidos e detalhe da informação fornecida no estudo

Para que seja possível a realização de análise comparativa e avaliação da solidez científica do estudo primário, deverá ser considerada informação adicional, como por exemplo, unidades de medida, tratamento dos bens substitutos, dados sobre taxas de participação, previsão de erros associados e sua propagação ou outras medidas estatísticas de dispersão. Toda esta informação deverá estar disponível nos estudos originais.

3.2.7 Transferência do valor estimado

O primeiro passo para transferir um valor estimado num contexto original para um contexto de estudo, é a escolha do melhor valor entre os estudos relevantes existentes. Esta escolha torna-se difícil quando existem vários estudos relevantes. Poderão ser utilizadas várias estimativas que serão usadas para apresentar uma escala de valores, pelo que devem ser procurados estudos que forneçam estimativas baixas e altas, que podem definir o limite mais baixo e mais alto, respectivamente, para a estimativa transferida.

A DPP como medida dos benefícios é a mais importante medida do valor económico, para bens de uso transaccionáveis e não transaccionáveis, e bens de não uso. O excedente do produtor e do consumidor são medidas de benefícios, e podem ser quantificadas através da DPP ou DPA do consumidor ou do produtor, respectivamente. Os consumidores devem pagar menos do que o máximo que estão DPP pelo bem. Consequentemente medem-se os benefícios do consumidor (excedente do consumidor) para um bem particular, como a DPP total menos o custo actual. O excedente do produtor é o benefício do produtor acima dos custos de produção (Koteen *et al.*, 2002).

A unidade a transferir para usos de recreação consumptiva e não consumptiva deve ser o excedente do consumidor (EC) por dia de actividade¹². Quando se transfere a estimativa do excedente do consumidor de um contexto original, deve ser esclarecido se foi ou não paga uma taxa de acesso quando o utilizador estabeleceu a sua DPP. Conforme descreve Dubgaard *et al.* (2002), se a taxa de acesso for zero, o EC será alto, e consequentemente não existirá excedente do produtor (desde que o proprietário da terra não tenha nenhum rendimento). Se existir taxa de acesso, o excedente líquido do produtor deve ser adicionado ao EC para se obter um excedente líquido social da actividade recreativa.

Para os valores de não-uso a unidade de transferência é a DPP por agregado familiar por ano, de um contexto original com similar importância regional. Alguns estudos primários realizados calcularam a DPP individual. Multiplicando a DPP individual pela média do

¹² Dia de actividade é definido como o desenvolvimento de actividades por pessoa num dia.

número de adultos por agregado tende-se a sobrestimar a DPP do agregado. No entanto, vários autores têm assumido, de forma conservativa, que a DPP individual reportada é equivalente à DPP do agregado familiar (Navrud, 2007).

Pode utilizar-se a DPP por unidade de área para a biodiversidade, mas esta deve ser cautelosa, uma vez que alguns estudos de PE mostraram que a DPP por unidade de área varia bastante e que a DPP não aumenta proporcionalmente com o número de hectares de biodiversidade (Navrud, 2007). Por outro lado na utilização da DPP por agregado familiar apenas é necessário assumir a similaridade entre as densidades populacionais dos estudos. Assim, recomendam-se as unidades de transferência mencionadas no Quadro 3.5.

Quadro 3.5: Unidades de transferência

Benefícios	Unidade de transferência
R	EC/ dia de actividade
A	DPP ou DPA/ agregado/ ano
C	DPP ou DPA/ agregado/ ano
B	DPP/ agregado/ ano
I	DPP/ agregado/ ano

No caso da transferência entre países, para ambos os valores de uso e não-uso, deverá ser utilizada a transferência de valor, uma vez que a sua utilização (com os devidos ajustes necessários) tem uma melhor performance do que a transferência de função.

É importante ter presente as questões da transferência espacial e temporal, uma vez que os valores a transferir são frequentemente provenientes de estudos realizados em contextos temporal e espacialmente diferentes. Assim, para transferências de valores unitários entre países, devem ser corrigidas as diferenças de moeda, rendimentos e custos de vida entre os países, utilizando a Paridade do Poder de Compra (PPC), através da aplicação da Equação (3):

$$V_e' = V_o (Y_e / Y_o)^\beta$$

O valor estimado deve também ser ajustado para o ano actual, utilizando o Índice de Preços do Consumidor (IPC), no caso de Portugal. O valor dos bens ambientais pode sofrer alterações diferentes do valor dos bens onde o IPC se baseia, no entanto não existe uma regra geral para o ajuste de preferências para bens ambientais ao longo do tempo.

3.2.8 Cálculo do VET

O cálculo do valor económico total é feito através da utilização da Equação (1):

$$VET = VUA + VO + VE ,$$

depois dos ajustes temporais e espaciais dos valores estimados.

Para bens de não-uso (VE), a média da DPP/agregado/ano é multiplicada pelo número total de agregados familiares para se obterem os benefícios ou custos anuais. A DPP deve ser ajustada para o Valor Actual (VA), considerando o horizonte de projecto, que no caso da reabilitação de rios poderá ser infinito. Se a DPP no estudo original é estabelecida como a DPP anual para um determinado número limitado de anos, os benefícios totais devem ser calculados como o VA durante esse mesmo período.

A equação geral para calcular o VA dos benefícios, é:

$$VA(B) = \sum_{t=0}^T B_t / (1+r)^t \quad (5)$$

onde B_t é o benefício total no ano t , T é o horizonte do projecto (para a quantidade de DPP estabelecida) e r é a taxa de desconto social.

Se o horizonte de projecto não está estabelecido na pergunta da DPP no estudo original de PE, pode assumir-se que se refere a um pagamento anual sobre um horizonte de projecto infinito, isto é, $t \rightarrow \infty$. Neste caso, e se o benefício anual B_t for o mesmo todos os anos, a equação anterior pode ser simplificada:

$$VA(B) = B_t / r \quad (6)$$

Os benefícios anuais B_t , são iguais à DPP das famílias sobre a população afectada (DPP_T), que pode ser calculada como:

$$DPP_T = n \times DPP_i \quad (7)$$

onde n é o número de agregados familiares afectados, e DPP_i é a média da DPP para o agregado familiar i .

A incorporação da taxa de desconto é essencial numa análise de custo-benefício, especialmente em projectos de reabilitação ambiental, onde a maior parte dos custos são imputados numa fase inicial, enquanto que os benefícios são distribuídos ao longo de um período de tempo muitas vezes infinito (Dubgaard *et al.*, 2002). Com a utilização da taxa de desconto social, o tempo é integrado nas decisões de investimento. No entanto, não existe consenso sobre qual a taxa de desconta que deve ser considerada relevante numa análise de custo-benefício. Existe uma grande discrepância entre as recomendações dos organismos ligados ao ambiente e as autoridades financeiras, como se pode constatar pelos casos da Dinamarca e dos EUA, relatados por Dubgaard *et al.* (2002). No caso da Dinamarca, enquanto as autoridades ambientais recomendam a utilização de uma taxa de

3%, o Ministério das Finanças recomenda os valores de 6 a 7%. Pearce e Moran (1994), recomendam a utilização de taxas de desconto na ordem de 4 a 10 %.

Considerando, os problemas associados à determinação da taxa de desconto social mais apropriada em projectos de reabilitação de rios, o facto da literatura não fornecer bases para conclusões firmes, e o grau de relevância que esta taxa tem na análise custo-benefício deste tipo de projectos, será importante que não seja negligenciada. Ao considerar uma taxa de desconto social positiva está a ser considerada a afectação dos recursos ao longo do tempo e consequentemente a eficiência económica do projecto. Por outro lado, quanto mais alta é a taxa de desconto, mais o presente está a ser favorecido em relação ao futuro. Assim, entende-se que se pode partir de uma taxa de desconto social de 3%, sugerida por alguns organismos internacionais ligados ao ambiente (Navrud, 2007).

O valor de uso (VUA + VO), pode ser obtido através da utilização, na Equação (7), das estimativas do excedente do consumidor por dia de actividade, multiplicado pelo número de dias de actividade e agregados familiares que utilizam individualmente as actividades recreativas, calculando desta forma o valor de uso total do projecto. Para outros usos além da recreação, como por exemplo a utilização da água para consumo, o valor é frequentemente extraído de uma base do agregado, e pode ser aplicado o mesmo procedimento que o utilizado para valores de não-uso.

Dependendo dos estudos primários disponíveis, pode optar-se por transferir apenas um valor, se se encontrar um estudo primário que avalie todos, ou a maior parte, dos bens e serviços ambientais definidos no Quadro 3.1, ou pode optar-se por transferir vários valores que avaliam atributos diferentes, efectuando a sua soma no final, para se obter o VET.

4 ESTUDO DE CASO - RIO UÍMA



Rio Uíma, Pigeiros, 2008

No presente estudo de caso é aplicada a metodologia definida no capítulo anterior, seguindo as oito etapas definidas para aplicar a transferência de benefícios de estudos realizados noutros países e ilustrá-la no projecto de reabilitação de um troço do rio Uíma. A opção de transferir estimativas de valor de estudos de outros países deve-se ao facto de não terem sido encontrados estudos primários de avaliação económica dos benefícios definidos no Quadro 3.1, realizados em Portugal.

4.1 Identificação dos bens e serviços a avaliar

Para ilustrar a metodologia proposta, no presente caso de estudo, partiu-se da identificação dos bens e serviços a avaliar, definidos no Quadro 3.1:

- recreação,
- actividades económicas,
- controlo de cheias,
- investigação e educação ambiental;
- biodiversidade.

4.2 Caracterização da área de estudo

O rio Uíma é um afluente da margem esquerda do rio Douro e nasce no lugar de Duas Igrejas, na freguesia de Romariz, concelho de Santa Maria da Feira. O rio estende-se ao longo de quase 30 km e a sua foz está localizada em Crestuma, a jusante da barragem de Crestuma-Lever, no concelho de Vila Nova de Gaia (Figura 4.1).

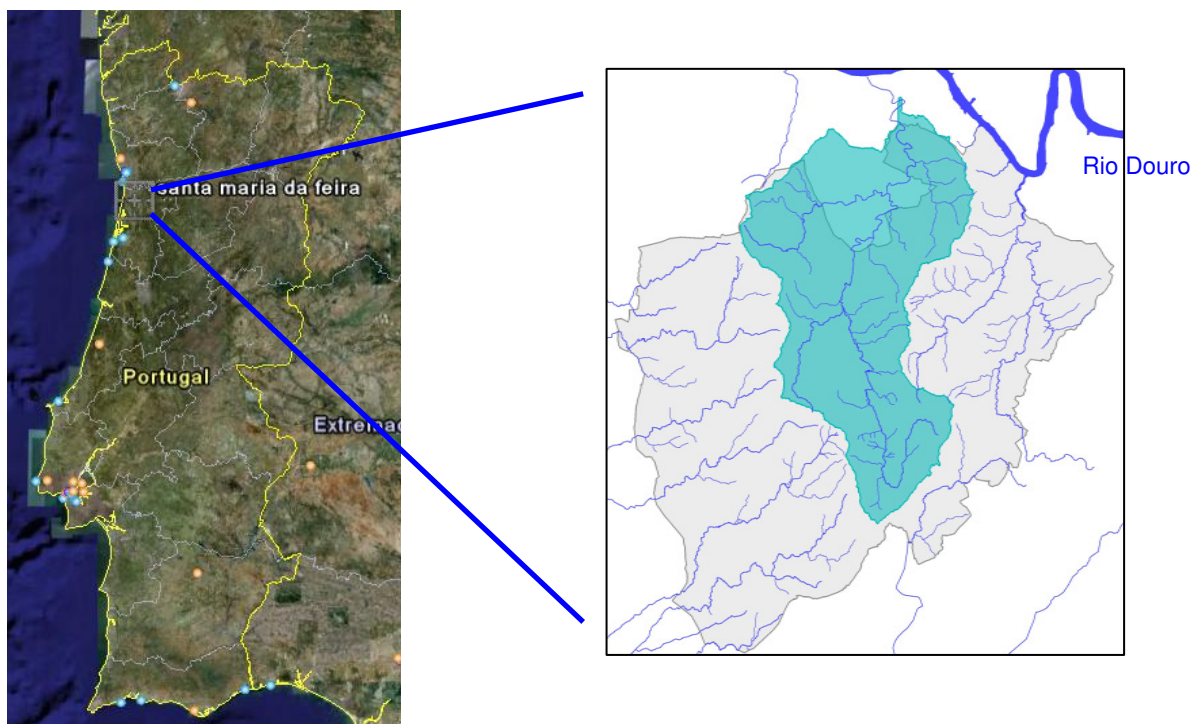


Figura 4.1: Bacia do rio Uíma com a sua localização relativamente ao rio Douro

De acordo com o Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Douro (PBHRD), a bacia do rio Douro foi dividida em 20 sub-bacias, que por sua vez foram divididas em sub-bacias elementares. A bacia do rio Uíma é parte integrante da sub-bacia do Vale do Douro que está contida na bacia hidrográfica do rio Douro.

No Quadro 4.1 são apresentadas as principais características fisiográficas da bacia do rio Uíma.

Quadro 4.1: Principais características fisiográficas da bacia hidrográfica do rio Uíma (AMTSM, 2007)

Característica	Valor
Área da Bacia	72,18 km ²
Comprimento da linha de água principal	29,125 km
Declive médio da linha de água principal	1,35%
Perímetro da bacia	49,3 km

Característica	Valor
Coeficiente de Compacidade (K_c)	1,62
Factor de Forma (K_f)	0,0851
Comprimento do Rectângulo Equivalente	21,1 km
Largura do Rectângulo Equivalente	3,55 km
Altitude Média da Bacia	178,3 m
Densidade de Drenagem	3,85 km/km ²

A bacia hidrográfica do rio Uíma é um dos principais locais de valor paisagístico e ambiental do Concelho de Santa Maria da Feira, tendo sido destacado ao longo dos tempos o seu valor socioeconómico e cultural, conforme descreveu Sousa (1954), *“toda a bacia hidrográfica do Uíma oferece muito interesse, sob o ponto de vista geográfico, histórico, etnográfico, económico, etc”*.

Ao longo do rio podem encontrar-se bosques ripícolas muito desenvolvidos constituídos por salgueiros, freixos e amieiros. Nas orlas destes bosques encontram-se alguns castanheiros e carvalho alvarinho e junto à linha de água encontra-se vegetação que constitui um sub-bosque onde predomina o feto-real. O estrato arbustivo é constituído essencialmente por frangula e sabugueiro e o sub-coberto por heras, pervinca-maior, briónia, feto-de-espigo, campainhas-brancas, entre outras. É um habitat susceptível de se enquadrar no Habitat 91E0pt1 (AMTSM, 2007).

A fauna é bastante significativa com vestígios da presença da raposa, do texugo, do sacarabos e da gineta. A avifauna é abundante, destacando-se a estrelinha-real que aqui tem presença significativa, constituindo bandos. A águia-de-asa-redonda e o milhafre-preto são as rapinas mais significativas da região. A gralha-preta, a pega-rabuda e o gaio pertencem todos à família dos corvídeos e têm aqui uma presença abundante. Além destes, existem outras aves como o melro-preto, pombo-torcaz, rola-turca, pisco-de-peito-ruivo, rabirruivo-preto, alvéola-branca, alvéola-cinzenta, chapim real, chapim-de-pôpa, chapim-azul, entre outras (AMTSM, 2007).

De acordo com o Plano Director Municipal, actualmente em revisão, pretende-se proteger, potenciar e valorizar esta bacia, encarando-a como um dos símbolos do património natural existente. Uma das medidas de protecção consiste na criação de parques urbanos ao longo do percurso do rio, nomeadamente: Pigeiros, Caldas de S. Jorge, Fiães e Sanguedo/ Vila Maior. É de salientar que na freguesia de Caldas de S. Jorge o rio Uíma detém uma importância fulcral, devido ao facto de aí se localizar a Estância Termal deste Concelho. Outra medida de protecção é a integração das chamadas “Ribeiras do Uíma” na Reserva Ecológica Nacional, pelo seu significativo valor paisagístico e ambiental. De referir ainda, que toda a extensão da referida linha de água, que presentemente já está inserida na

Reserva Ecológica Nacional, será integrada, na futura proposta de Ordenamento do Plano Director Municipal, como parte integrante da Estrutura Ecológica Municipal.

O rio Uíma é um rio pouco profundo, não navegável, que devido à pressão urbanística e industrial apresenta alguns problemas de poluição hídrica. Praticamente toda a bacia do rio Uíma demonstra claramente a influência dos factores antrópicos sobre o estado de conservação da vegetação. Além da deposição de resíduos, a silvicultura, a agricultura, as descargas de efluentes domésticos, o crescimento dos núcleos populacionais e o desenvolvimento da rede viária, assumem-se actualmente como factores de perturbação de todo o ecossistema ribeirinho. Uma caracterização da qualidade da água do rio realizada em 2007, junto a uma área de lazer, na freguesia de Escapães, evidenciou a existência de contaminação biológica, conforme se pode constatar pela análise do Quadro 4.2.

Quadro 4.2: Análises da qualidade da água do rio Uíma (CMSMF, 2008)

Parâmetros	Unidades	VMA ¹³	VMR ¹⁴	29-Jun	31-Jul	28-Ago	25-Set
Coliformes totais	UFC/100ml	1,00E+04*	-	7,50E+04	1,30E+06	6,00E+04	1,10E+04
Coliformes fecais	UFC/100ml	2,00E+03*	-	3,30E+02	1,20E+04	2,60E+02	4,20E+03
Enterococos intestinais	UFC/100ml	-	1,00E+02*	1,10E+02	2,30E+04	3,00E+02	1,60E+03
pH	Esc. Sorensen (°C)	6,0 – 9,0*	-	6,6 (20)	6,9 (22)	6,6 (21)	6,5 (22)
Cloretos	mg/l	-	70**	16	13	15	14
Nitratos	mg/l	-	50**	6,7	0,6	7	5
Hidrocarbonetos totais	mg/l	-	-	< 0,05	-	< 0,05	< 0,05
Óleos e gorduras	mg/l	-	-	< 0,5	-	< 0,5	< 0,5
Substâncias tensioactivas	mg/l	-	< 0,3*	< 0,02	0,03	0,02	< 0,02
Fósforo	mg/l	-	-	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2

A área abrangida pelo projecto, refere-se a uma secção da bacia hidrográfica do rio Uíma, que se situa na transição de formas de relevo mais acidentadas a nascente, e de formas onde predominam declives mais suaves a poente. Com uma extensão de cerca de 16 km, desde a sua nascente, na freguesia de Romariz, até à fronteira com o concelho vizinho de

¹³ VMA - Valor máximo admissível

¹⁴ VMR - Valor máximo recomendável

* Valores fixados no AnexoXV, do Decreto-Lei nº236/98, de 1 de Agosto, para a qualidade das águas balneares

** Valores fixados no AnexoXVI, do Decreto-Lei nº236/98, de 1 de Agosto, para a qualidade das águas destinadas à rega

Vila Nova de Gaia, abrange 9 freguesias: Romariz, Pigeiros, Milheirós de Poiares, Escapães, Caldas de S. Jorge, Fiães, Lobão, Sanguedo e Vila Maior.

4.3 Caracterização da população alvo

Com uma população de 135 964 habitantes, o concelho de Santa Maria da Feira é o mais populoso da região do Entre Douro e Vouga e situa-se entre os 10 concelhos mais habitados da região Norte. No que diz respeito à população residente na área abrangida pelo projecto de reabilitação do rio Uíma, esta é de 36 052 habitantes e 11 317 agregados familiares, correspondendo a cerca de 26% do total da população do concelho.

A pirâmide etária do concelho revela uma maioria clara de indivíduos em idade adulta, como se pode verificar pela análise da Figura 4.2. Embora se verifique um certo equilíbrio entre as diferentes classes etárias, é na dos 30 aos 39 que está a maior fatia da população, ou seja 18%. O segundo escalão etário mais significativo, com 16% do total populacional, é o dos 20-29 anos.

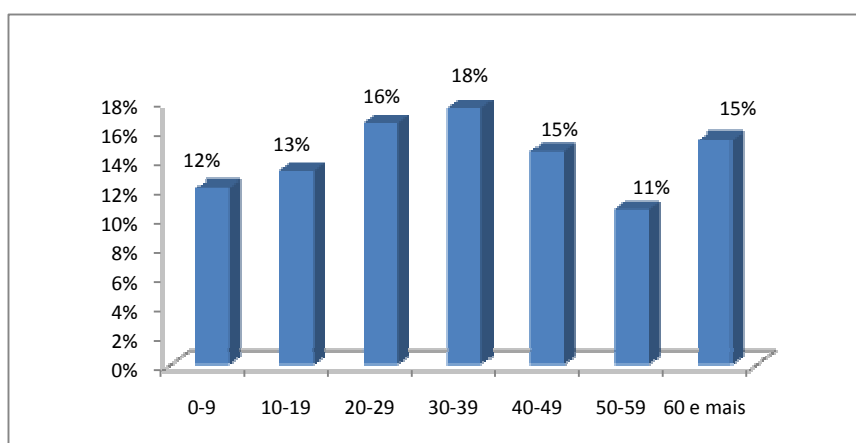


Figura 4.2: Pirâmide etária do concelho de Santa Maria da Feira (INE, 2002)

Relativamente à população com algum tipo de deficiência, esta ronda os 6223 habitantes (independentemente da percentagem de incapacidade), que corresponde a 5% do total da população do concelho. Quanto ao tipo de deficiência, destaca-se a deficiência visual com 27%, seguido da deficiência motora, conforme se observa na Figura 4.3.

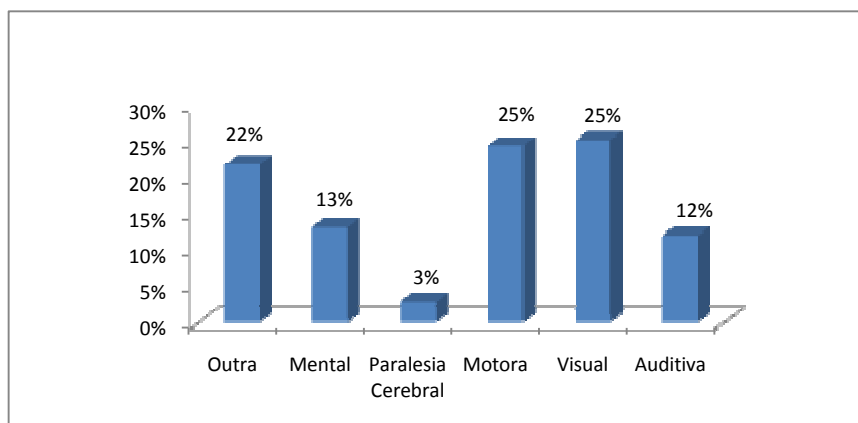


Figura 4.3: População residente no concelho de Santa Maria da Feira, portadora de deficiência (INE, 2002)

O concelho de Santa Maria da Feira é um concelho com um dinamismo muito acentuado já que possui um total de 231 associações, sendo que 87 são associações culturais, 34 são associações culturais e desportivas e 110 associações desportivas.

O rio Uíma é o maior e mais importante rio do concelho, não existindo projectos que possam ser considerados substitutos no município. As restantes linhas de água que atravessam o município não têm a extensão e importância que esta tem, pelo que o rio Uíma apresenta uma importância de dimensão municipal. Assim, para estimar os valores de não-uso será considerada, pelo menos, toda a população do concelho de Santa Maria da Feira. Para calcular os valores de uso, serão considerados os respectivos grupos de eventuais utilizadores.

4.4 Caracterização do projecto de reabilitação

O projecto de reabilitação do rio Uíma vem dar corpo a uma estratégia delineada pelo município que contempla a despoluição dos rios e ribeiras do concelho.

O objectivo deste projecto é reabilitar o rio Uíma, repondo de forma sustentada e integrada a boa qualidade ecológica e definir um espaço público ribeirinho que crie ou revitalize lugares com profundo significado e interesse para as populações e para os visitantes, assegurando a funcionalidade dos sistemas naturais e sua conectividade e conservando e valorizando a biodiversidade e o património natural, paisagístico e cultural. Por outro lado, será dado mais um passo no sentido de intervir na melhoria das acessibilidades, criando condições para que as pessoas com mobilidade condicionada possam desfrutar dos percursos e locais de lazer propostos.

A primeira fase do projecto é a limpeza das margens e do leito do rio, que será realizada preferencialmente de forma manual e selectiva. Serão removidos todos os resíduos sólidos

aí depositados, a vegetação invasora e algumas árvores caídas, de forma a permitir o livre fluxo da água, redução do efeito de cheia e melhoria da qualidade da água.

Ao favorecimento da função hidráulica seguir-se-á o reforço da função biofísica e paisagística do curso de água, com a reabilitação da galeria ripícola em zonas mais degradadas. Para isso, recorrer-se-á a podas e plantação de estrutura ripícola, com a plantação de espécies autóctones nos locais onde se pretende intervir. Serão utilizadas espécies que se adaptem melhor às situações extremas, como as grandes correntes durante as cheias, evitando-se a utilização de espécies exóticas e que se possam tornar infestantes e/ou invasoras. O corte de árvores e arbustos só será completo se tal se justificar, pela afectação negativa do escoamento e a existência de vegetação em mau estado de conservação. Na maior parte dos casos o corte parcial de ramos será suficiente.

Sempre que se justifique, será feita a reparação de sebes, taludes e muros de suporte. Com o objectivo de consolidar as margens e de as proteger contra a erosão, sempre que necessário, serão utilizados materiais de revestimento naturais, tais como material vivo (estacas, galhos, arbustos e árvores), a madeira e a pedra. Serão utilizadas as técnicas adequadas a cada troço, constituindo uma perturbação mínima no ecossistema. Sempre que possível serão respeitados os períodos de floração e de frutificação, assim como o período de reprodução dos animais mais sensíveis.

Será necessário também efectuar a manutenção e recuperação de açudes e levadas, bem como a recuperação do património rural construído, como algumas pontes e moinhos.

Com o objectivo de permitir a utilização dos locais pelas populações, será construído um percurso pedonal e ciclovia ao longo dos 16 km de rio. Os percursos serão construídos com recurso a materiais naturais, facilmente integráveis e absorvidos pela natureza, tanto ao nível da cor como das texturas. As soluções a adoptar ao longo do percurso estão profundamente interligadas com as características naturais dos diferentes locais por onde passam os percursos, obrigando à adopção de soluções diferenciadas. Assim, serão utilizados os seguintes pavimentos:

- pavimentos de madeira: ripado de madeira assente sobre estrutura de pinho tratado, por forma a que o pavimento funcione em suspensão. Este pavimento será utilizado em zonas de leito de cheia (Figura 4.4, B);
- calçada à portuguesa de rachão cortado: aplicação de calçada à portuguesa de rachão cortado sobre almofada de pó de pedra após a regularização da sub-base. Este pavimento será utilizado nas zonas com características mais urbanas;
- *tout-venant* com saibrão: aplicação de saibrão numa espessura média de 12 cm sobre *tout-venant* com 15 cm de espessura após recalque (Figura 4.4, A). Este pavimento será utilizado nas zonas com características mais rurais.

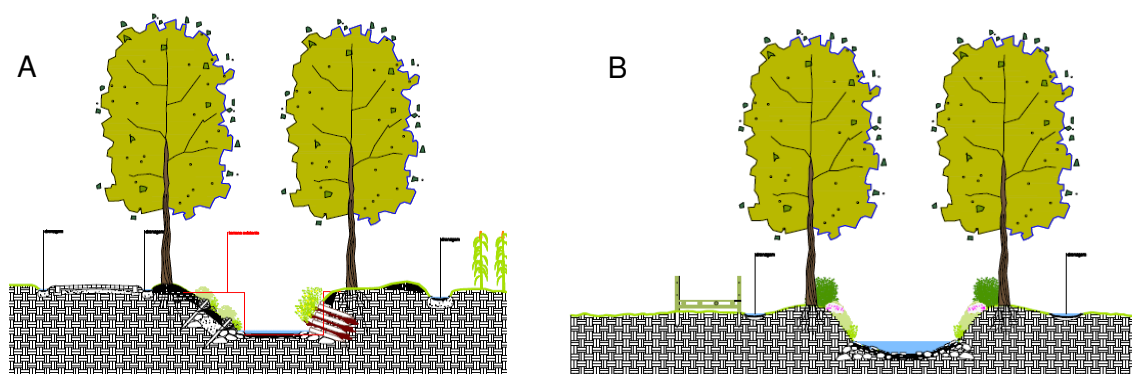


Figura 4.4: Exemplo de soluções a adoptar nos percursos e nas técnicas de consolidação de margens (CMSMF, 2008)

Os percursos terão uma largura média entre 2 e 4 metros, variando em função das condicionantes impostas pelo terreno. Todos os locais terão acesso adequado a pessoas com mobilidade condicionada, incluindo os painéis informativos, que terão informação em *braille* e algum equipamento de manutenção com características específicas e adaptado.

Os percursos propostos serão complementados com um conjunto de locais de acolhimento que servirão como ponto de chegada/partida, pontos de informação e estações de desenvolvimento de aptidão física. Nestes pontos de acolhimento serão contemplados os seguintes equipamentos:

- posto de informação / sensibilização onde serão dinamizadas acções em parceria com associações do concelho, escolas, clubes desportivos, escuteiros, entre outros;
- wc's;
- local para descanso;
- equipamento de manutenção;
- estações de desenvolvimento de aptidão física. Estas estações destinam-se a toda a população, estando adaptadas para pessoas com mobilidade condicionada.

Todo o projecto foi desenhado e pensado tendo em conta a utilização de energias alternativas, principalmente a energia fotovoltaica no caso da iluminação. O investimento em energias renováveis reduz de forma clara a dependência dos combustíveis fósseis e diminui a emissão de CO₂.

A manutenção do local será assegurada pelo Município e pelas Juntas de Freguesia abrangidas. Este aspecto foi tido em consideração aquando da escolha das soluções técnicas, nomeadamente o tipo de vegetação, materiais e equipamento utilizados.

Será estabelecido um programa de monitorização que permitirá efectuar um acompanhamento da evolução do projecto e corrigir eventuais desvios aos objectivos pré-estabelecidos.

O sucesso do projecto só estará assegurado se a população estiver bem informada, sensibilizada e for integrada no projecto desde o início. Pretende-se por isso dinamizar sessões de informação e participação da população em geral, bem como criar grupos de alunos que participarão em actividades ligadas ao rio, com o contributo de ONG e do Projecto Rios, entre outros.

Pretende-se também que este projecto seja um contributo para o conhecimento científico, uma vez que irá promover a experimentação de técnicas de reabilitação das margens e a monitorização da qualidade ecológica da bacia hidrográfica.

4.5 *Magnitude dos impactes*

Com este projecto pretende-se alcançar o bom estado ecológico, conforme definido na DQA, e permitir que a população desfrute da boa qualidade ambiental das zonas ribeirinhas, através da melhoria da qualidade da água e dos ecossistemas ribeirinhos, conjuntamente com a criação de espaços de lazer. A melhoria da qualidade da água é um dos aspectos de maior relevo, uma vez que, com a conclusão durante 2009 de todo o sistema de saneamento básico no concelho, será possível reduzir a quantidade de nutrientes que chegam ao rio, através dos efluentes domésticos. Estarão assim, reunidas as condições para se assistir a um aumento da biodiversidade, aumento da procura destes espaço para estudar a fauna e a flora da região, bem como para simplesmente desfrutar da natureza, com a criação de percursos pedonais, ciclovias e pequenos locais para descanso. A disponibilização de material informativo sobre a fauna, a flora e os aspectos culturais associados aos locais serão outro aspecto a destacar, no sentido de envolver a população e incentivar a sua participação no projecto. A reabilitação irá incrementar as possibilidades de recreio nas zonas ribeirinhas.

Todas as zonas pedonais terão as condições necessárias para que pessoas com mobilidade condicionada possam participar nas actividades aí desenvolvidas e desfrutar do local.

Os indicadores disponíveis, no presente estudo de caso, relativamente à caracterização dos benefícios decorrentes do projecto, estão descritos no Quadro 4.3.

Quadro 4.3: Indicadores relativos às características dos benefícios referentes ao estudo de caso

Benefícios	Antes do projecto	Depois do projecto (previsões)
R	Não existe actividade recreativa no local, nem visitantes Não existem locais substitutos no município	3 840 visitantes por ano (utilizadores da ciclovia e com mobilidade condicionada)
B	Não foi classificado	Bom estado ecológico
I	Não existe qualquer relação com as escolas, associações de cultura, desporto e recreio, nem projectos científico relacionados	Disponibilização de informação através de painéis informativos; criação de um centro de educação ambiental Ligação a projectos educativos nas escolas locais (e.g. Projecto Rios) e associações culturais, desportivas e recreativas; Relação com projectos de carácter científico com os contributos para a realização de uma tese de doutoramento e uma de mestrado Monitorização do projecto através do Projecto Rios

O estado ecológico do troço de rio em estudo não foi classificado, uma vez que apenas foi efectuada uma caracterização da fauna e flora do local, não tendo sido avaliados todos os elementos necessários para a classificação do estado ecológico, conforme definido na DQA.

4.6 Identificação de estudos primários relevantes

Da análise efectuada nos capítulos anteriores sobre os estudos primários de avaliação económica de benefícios, disponíveis para consulta e utilização em TB, verificou-se que, embora o número de estudos realizados em Portugal seja muito reduzido, existe já uma grande variedade de estudos realizados por todo o mundo, com maior destaque para os EUA, Austrália e alguns países europeus. Os estudos são variados e avaliam uma grande diversidade de bens, com menor ou maior abrangência, conforme o local e tipo de projecto que está a ser avaliado (e.g. recreação, zonas húmidas, rios, qualidade da água, habitats, observação de pássaros, parques e reservas naturais, floresta).

Na Europa, tem-se assistido a um progressivo aumento da realização de estudos primários de avaliação económica de benefícios, principalmente nos países do Norte da Europa e Reino Unido, onde a realização destes estudos, utilizando diferentes técnicas de avaliação e análise dos erros associados ao cálculo das estimativas, tem contribuído para o desenvolvimento de algumas das técnicas de avaliação e principalmente da TB.

A análise dos estudos primários disponíveis para a TB no presente estudo de caso, levou a que se opta-se por estudos realizados em países da UE, e cujos bens avaliados apresentassem alguma semelhança com os bens identificados no estudo de caso.

Considerando os dados disponíveis relativamente aos estudos originais e ao projecto de reabilitação do rio Uíma, será feita a avaliação dos bens ambientais **Recreação** e **Biodiversidade**, uma vez que o projecto terá grande impacto tanto nos bens de não-uso como de uso. No caso da Recreação, será feita a separação entre valor de opção e valor de uso actual, por se tratarem de usos que podem ser separados, uma vez que o primeiro se refere à disponibilidade para pagar para garantir a existência do recurso preservando a sua utilização no futuro (e.g. existência de peixes para pesca recreativa) e o segundo refere-se a uma utilização efectiva e actual do bem, embora não exista consumo ou alteração no ecossistema (e.g. visitas efectuadas ao local).

a) Valor de opção

A pesca será uma das actividades afectadas pelo projecto, uma vez que a criação de condições de acesso e o aumento da quantidade e espécies de peixes no rio, contribuirão para que o local volte a ser frequentado por pescadores, que deixaram o local por volta dos anos 80, quando se começou a assistir à degradação da fauna e flora e poluição das águas com descargas de efluentes domésticos e industriais. Existem alguns estudos primários que avaliaram a pesca recreativa, principalmente da truta e do salmão e que podem ser encontrados nas bases de dados disponíveis, mencionadas no Capítulo 2. Apesar das semelhanças de alguns estudos, com o estudo de caso, a dimensão nacional e/ou internacional dos estudos, levou a que se opta-se pela utilização de valores estimados num estudo primário realizado no Reino Unido e cuja avaliação se centra na DPP do público em geral para manter ou melhorar a população de peixes existentes no rio mais próximo (Spurgeon *et al.*, 2001). Este estudo, embora se reporte a toda a população de Inglaterra e País de Gales, tem a particularidade dos resultados se referirem ao desenvolvimento da actividade da pesca recreativa no rio mais próximo de cada pessoa interpelada, o que lhe dá um cariz mais local e o aproxima das características do rio Uíma. As alterações consideradas neste estudo primário são próximas das do estudo de caso, uma vez que se pretende aumentar as oportunidades da pesca recreativa. Desta forma permite ilustrar a aplicação da metodologia apresentada e fazer uma projecção de valores.

Os resultados obtidos neste estudo primário estão descritos no Quadro 4.4.

Quadro 4.4: Resumo das características do estudo de avaliação realizado por Spurgoen *et al.* (2001)

Estudo:	<i>Economic evaluation of inland fisheries module B: Indirect economic values associated with fisheries – general public survey</i>
Autor:	Spurgoen <i>et al.</i>
País:	Reino Unido
Ano da recolha de dados:	1999
Método de avaliação:	Avaliação contingente
Bens e serviços avaliados:	Pesca recreativa
Informações sobre a população e amostra:	Toda a população do Reino Unido; Entrevistas completas: 843; A pergunta refere-se ao rio mais próximo
Média da DPP estimada (2000-GBP):	DPP/agregado/ano: £6,49
Desvio padrão:	£14,60
Intervalo de confiança (95%):	£5,49 – £7,49

Spurgoen *et al.* (2001), utilizou o método de avaliação contingente, seleccionando aleatoriamente habitantes de Inglaterra e País de Gales, e realizando entrevistas pessoais divididas em três partes – atitudes ambientais; utilização e conhecimento do rio local mais próximo e sua população de peixes; cenário de avaliação e dados sócio-económicos. Pela análise dos dados disponíveis do estudo, o cenário está bem construído e cuidadosamente testado, embora se possa colocar a questão da representatividade da amostra. O estudo desenvolveu-se em oito regiões, tendo sido encontradas variações consideráveis na DPP entre as diferentes regiões, pelo que o autor aconselha alguma prudência na utilização dos valores noutros contextos.

Uma vez que no projecto do rio Uíma não existem dados sobre a quantidade de pescadores que anualmente poderão utilizar o local, a obtenção de um valor por agregado familiar irá permitir a transferência do valor estimado.

b) valor de uso actual

As actividades recreativas ao ar livre que se pretendem potenciar com o projecto de reabilitação do rio Uíma, serão de acesso livre, sem custos para os seus utilizadores, não provocando qualquer retorno aos proprietários dos terrenos na área do projecto.

Para efectuar a TB, optou-se por utilizar um estudo que estimou o valor da DPP por um dia de actividades recreativas em zonas florestais, na Dinamarca (Termansen *et al.*, 2004). Apesar de se tratar de uma zona florestal e não de uma zona ribeirinha, assume-se que as áreas florestais em causa têm um valor, em termos ecológicos e paisagísticos, similar a uma zona ribeirinha, permitindo ilustrar a aplicação da metodologia de TB relacionada com as actividades recreativa.

Neste estudo foi modelada a probabilidade de um indivíduo escolher cada local, como função do custo da viagem, área florestal e área natural na envolvente, proximidade com o litoral, existência de parque de estacionamento, folhetos informativos e pontos de interesse paisagístico. Os resultados obtidos neste estudo estão descritos no Quadro 4.5.

Quadro 4.5: Resumo das características do estudo de avaliação realizado por Termansen *et al.* (2004)

Estudo:	<i>Economic Valuation of Danish Forest Recreation Combining Mixed Logit Models and GIS</i>
Autor:	Termansen <i>et al.</i>
País:	Dinamarca
Ano da recolha de dados:	1997, 1994
Método de avaliação:	<i>Travel Cost - RUM</i> ¹⁵
Bens e serviços avaliados:	Um dia de actividade recreativa
Informações sobre a amostra:	28 947 questionários para análise
Extensão do projecto:	2 095 localidades da Dinamarca;
Taxa de respostas:	50%
Média da DPP estimada (1997-DKK):	DPP/visita: 22,8

A taxa de respostas aos inquéritos apresentada é de 50%, podendo ser considerada aceitável (Termansen *et al.*, 2004). O método utilizado é adequado ao tipo de atributo que se pretende avaliar, actividades recreativas (Birol *et al.*, 2007). No entanto, o método *Travel Cost* está muito relacionado com as condições locais específicas existentes no contexto que está a ser avaliado, e apenas tem em consideração os custos das viagens, obtendo-se um valor subavaliado.

Este estudo tem um âmbito Nacional e avalia a DPP para visitar locais já conhecidos da população, distinguindo-se assim do estudo de caso, cujo âmbito é local e o local a visitar ainda não existe, pelo que não é conhecido da população. No entanto, optou-se por utilizar este valor, dado ter sido a melhor alternativa encontrada para estimar o valor de uso actual do projecto.

c) valor de não-uso

O estudo utilizado para transferir os benefícios associados ao valor da biodiversidade, foi realizado em França, na área metropolitana de Toulouse, em 1997, por Amigues *et al.* (2002) (Quadro 4.6) e refere-se a um projecto de restauração do *Rio Garonne*. Este estudo seleccionou uma amostra aleatória de famílias, representativa da população total na área de estudo, para aplicar o método de AC. Os benefícios da biodiversidade avaliados foram a migração de espécies reprodutoras, a redução da poluição da água, a redução da erosão do solo e a conversão de áreas naturais para espécies locais. Neste estudo foi calculada a DPP

¹⁵ *Random Utility Models*

pelos residentes locais para preservar o habitat ripícola do Rio Garonne, tendo sido considerado apenas os valores de não-uso.

Quadro 4.6: Resumo das características do estudo de avaliação realizado por Amigues *et al.* (2002)

Estudo:	<i>The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept/willingness to pay contingent valuation approach</i>
Autor:	Amigues <i>et al.</i>
País:	França
Ano da recolha de dados:	1997
Método de avaliação:	Avaliação contingente
Bens e serviços avaliados:	Migração de espécies reprodutoras, redução da poluição da água, redução da erosão do solo e conversão de áreas naturais para espécies locais
Informações sobre a amostra:	Amostra: 402; respostas: 362
Extensão do projecto:	Troço de rio: 70 km; população: 250 000; agregados com terrenos ao longo do rio: 400
DPP estimada:	DPP/pessoa/ano, durante 5 anos: FF35-66

O estudo estabelece os valores por pessoa, pelo que devem ser convertidos para uma base “por agregado familiar” para melhor reflectir o agregado como a unidade de decisão mais pequena (Navrud, 2007). A taxa de resposta foi elevada, cerca de 90% e o método utilizado traduz resultados que são considerados adequados por Birol *et al.* (2008).

4.7 Transferência do valor estimado

a) Valor de opção

O valor obtido por Spurgeon *et al.* (2001), foi de £6,49 (2001-GBP) e refere-se à DPP/agregado/ano.

Para transferir o valor entre países utiliza-se a PPC (Anexo, Quadro 8.2), na Equação (3):

$V_e' = V_o (Y_e/Y_o)^\beta$, onde V_o é o valor estimado no contexto original, Y_e e Y_o são os níveis de rendimento nos contextos de estudo e original respectivamente, e β é a elasticidade da procura para o bem ambiental em questão, que será aqui considerada igual a 1, conforme sugerido por Navrud (2007).

Assim:

$V_e = 6,49 \times (0,705/0,626) = 7,31\text{€}$, que corresponde ao valor em Portugal, em 2001.

Em seguida é necessário ajustar o valor para o presente ano (2008), utilizando o IPC (Anexo, Quadro 8.1):

$V_{e2008} = 7,31 \times (114,2/96,51) = 8,65 \text{€ / agregado/ ano, em 2008}$

b) Valor de uso actual

O valor obtido por Termansen *et al.* (2001), foi de 22,8 (1997-DKK) e refere-se à DPP/ visita. Assim, e conforme já foi referido na alínea anterior, é necessário proceder à transferência do valor entre países e depois efectuar o ajuste para o ano 2008:

$$Ve = 22,8 \times (0,672/8,43) = 1,82 \text{ € / visita}$$

$$Ve_{2008} = 1,82 \times (114,2/85,51) = 2,43 \text{ € / visita, em 2008}$$

c) Valor de não-uso

O valor obtido por Amigues *et al.* (2001), encontra-se no intervalo 35 - 66 (1997-FF) e refere-se à DPP/ pessoa /ano, durante 5 anos. O valor será considerado como DPP/ agregado/ ano.

Da mesma forma que se fez nos casos anteriores, proceder-se-á à transferência do valor entre países e depois o ajuste para o ano 2008:

$$Ve_{\min}=35 \times (0,672/0,974) = 24,15\text{€, em 1997}$$

$$Ve_{\max}=66 \times (0,672/0,974) = 45,54\text{€, em 1997}$$

$$Ve_{2008\min}= 24,15 \times (114,2/85,52) = 32,25\text{€/agregado/ano, em 2008}$$

$$Ve_{2008\max}= 45,54 \times (114,2/85,51) = 60,82\text{€/agregado/ano, em 2008}$$

4.8 Cálculo do VET**a) Valor de opção**

$$DPP = 8,65 \text{ € / agregado / ano, em 2008}$$

Uma vez que a pergunta do estudo primário se referia ao rio mais próximo, utilizar-se-á como população de referência para calcular o valor actual, os habitantes das 9 freguesias atravessadas pelo rio Uíma (Romariz, Pigeiros, Escapães, Caldas de S. Jorge, Lobão, Fiães, Vila Maior, Sanguedo e Canedo), que corresponde a 11 317 agregados familiares (INE, 2002).

$$DPP_T = n \times DPP_i = 11\,317 \times 8,65 = 97\,892\text{€/ ano}$$

Uma vez que nada é referido no estudo original relativamente ao horizonte de projecto estabelecido na pergunta da DPP, será assumido que pode ser infinito. Assume-se também que a taxa de desconto social é 3% (Navrud, 2007).

$$VA(B) = B/r = 97\,892/0,03 = 3\,263\,068\text{€ (com } r=0,03)$$

Considerando um erro de $\pm 40\%$, o valor de opção vai variar entre **1,96 – 4,57 milhões de euros**.

b) Valor de uso actual

DPP = 2,43 €/ visita, em 2008

É difícil de estimar o número de visitantes num projecto como a reabilitação do rio Uíma, onde os locais ainda são pouco frequentados. No entanto, o projecto prevê um número de 3 840 visitas por ano, que se refere apenas aos utilizadores das ciclovias e com mobilidade condicionada, inscritos nas associações do concelho. Assim para efeitos de cálculo na transferência de valor, será utilizado este número de visitas, que está sub dimensionado, uma vez que não inclui os utilizadores dos percursos pedonais, das visitas de estudo, entre outros que se prevêem que venham a utilizar o local.

Também neste estudo não é referido o horizonte de projecto na pergunta da DPP, pelo que se assume ser infinito.

$$DPP_T = n \times DPP_i = 3\,840 \times 2,43 = 9\,331 \text{ €}$$

$$VA(B) = B_i/r = 9\,331/0,03 = 331\,033 \text{ € (com } r=0,03)$$

Considerando um erro de $\pm 40\%$, o valor de uso actual obtido vai variar entre **€ 463 446 – 198 620**.

c) Valor de não-uso

DDP/ agregado/ ano, em 2008 varia entre € 32,25 e € 60,82 (em 5 anos)

Neste caso será considerado o número de agregados de todo o concelho de Santa Maria da Feira: 44 259 (INE, 2002).

$$DPP_T = n \times DPP_i:$$

$$DPP_{\min} = 44\,259 \times 32,25 = 1\,427\,353 \text{ €}$$

$$DPP_{\max} = 44\,259 \times 60,82 = 2\,691\,832 \text{ €}$$

Neste estudo o horizonte de projecto de 5 anos estava definido na pergunta da DPP, pelo que o valor actual será calculado através da fórmula (5):

$$VA(B) = \sum_{t=0}^T B_t / (1+r)^t, \text{ (com } r = 0,03)$$

$$VA_{\min} = 7\,964\,211 \text{ €}$$

$$VA_{\max} = 15\,019\,636 \text{ €}$$

Considerando um erro de $\pm 40\%$, o valor de não-uso vai variar entre **4,8 – 21 milhões de euros**.

A partir dos valores calculados, pode obter-se o VET, que é estimado pela soma dos três valores encontrados No Quadro 4.7 é apresentado um resumo dos resultados obtidos.

Quadro 4.7: Resumo dos resultados obtidos

Benefícios	Valores estimados (M€)
Opção (R)	1,96 – 4,57
Uso actual (R)	0,46 – 0,2
Não-uso (B)	4,8 – 21
VET	7,2 – 25,8

Os custos directos do projecto de reabilitação do rio Uíma foram calculados em cerca de **3 milhões de euros**.

4.9 Conclusões

Apesar da grande diversidade de estudos primários realizados em diversos países da Europa, o número de estudo relevantes encontrados, referentes a projectos semelhantes ao do estudo de caso apresentado, foram reduzidos. Outro constrangimento verificado na aplicação da TB foi a escassez de dados relativamente a algumas das características do estudo de caso, nomeadamente:

- a previsão do número total de visitantes;
- levantamento da área agrícola adjacente ao rio e incluída na área do projecto;
- caracterização das actividades económicas associadas à utilização directa ou indirecta do rio;
- número de habitações existentes em leito de cheia.

Para fazer face às dificuldades encontradas para obter valores de estimativas de benefícios através de estudos primários, cujas alterações e características fossem próximas das do projecto do rio Uíma, recorreu-se a estudos provenientes apenas de países europeus, tentando desta forma reduzir os erros associados à TB. Apesar de se ter eliminado, desde logo, estudos realizados antes dos anos 90, e estudos de países fora da Europa, como EUA, Austrália e Canadá, pelas grandes diferenças culturais e de noção de área e espaço que encerram relativamente à Europa, estas opções não eliminam alguns dos erros associados à transferência de valores, uma vez que os contextos originais e de estudo, encerravam algumas diferenças significativas, nomeadamente no que diz respeito às dimensões dos estudos.

Assim, a análise dos resultados teve em conta:

- a não atribuição de valor aos atributos A (actividades económicas) e C (controlo de cheias), por falta de dados no estudo de caso e/ou por falta de estudos primários com características para a transferência de valores, disponíveis;
- o número de visitantes, utilizado para o cálculo do valor de uso actual, referir-se apenas aos utilizadores de ciclovias e utilizadores com mobilidade condicionada, pelo que o valor estimado estará subdimensionado;
- o valor estimado, associado à pesca recreativa, utiliza como estudo original para a TB um estudo de âmbito nacional, que avalia o aumento de oportunidades de pesca recreativa num local onde esta oportunidade já existe e onde os inquiridos podem visualizar e experimentar o local, ao contrário do caso do rio Uíma, onde o local ainda não está acessível aos visitantes, nem existe ainda a oportunidade de pesca recreativa, apesar de historicamente ser um rio muito apreciado e procurado. Este facto pode introduzir erros na estimativa transferida;
- para efeitos de cálculo, foi utilizado um valor de erro associado de 40%, partindo do pressuposto de que apesar do erro ser elevado, existem semelhanças entre os estudos considerados.

Apesar dos constrangimentos e eventuais erros associados ao cálculo do VET, os valores obtidos são indicativos e permitiram sustentar as seguintes conclusões:

- conforme seria previsível, pela análise da literatura existente e discutida em capítulos anteriores, o valor de não-uso tem o maior peso no VET, não devendo ser desprezado, em estudos de avaliação de reabilitação de rios à escala local;
- o valor de uso actual obtido para as actividades recreativas, é baixo relativamente aos valores obtidos para os restantes atributos. Embora possa estar condicionado pelo baixo número de visitantes, utilizado no seu cálculo, a grande diferença existente relativamente aos restantes valores não deve ser ignorada;
- O VET obtido será um valor subdimensionado, uma vez que os atributos A (actividades económicas) e C (controlo de cheias) não foram avaliados.

Partindo do cálculo dos custos directos do projecto de reabilitação do rio Uíma, estimados em cerca de 3 milhões de euros, pode ser feita uma análise de custo-benefício com os valores obtidos neste trabalho, concluindo-se que os benefícios da reabilitação do rio Uíma ultrapassam os custos associados (mais do dobro), traduzindo-se num projecto justificado do ponto de vista económico.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

“O esforço comum de construção de uma paisagem equilibrada e sustentável pressupõe uma atitude global de concertação com a natureza, uma colaboração multidisciplinar e intersectorial e um envolvimento dos vários segmentos da população na prossecução de objectivos e processos consentâneos com essa meta.”

Saraiva, 1999

A reflexão desenvolvida ao longo deste trabalho permitiu abordar e aprofundar alguns conceitos e considerações sobre a avaliação económica de processos de reabilitação de rios e a sua importância e aplicabilidade em projectos de âmbito local. Foram também consideradas as dimensões ambiental e sócio-cultural de processos de reabilitação, demonstrando-se que a integração bem sucedida de todos estes aspectos, pode ser a base da estrutura para os projectos de reabilitação de rios, à escala local. Esta abordagem poderá ser feita também a outras escalas, nomeadamente em todo o mundo industrializado, e nas economias emergentes, uma vez que muitas das questões tratadas, como os problemas de poluição e degradação dos sistemas fluviais e a forte relação das populações com o rio, são comuns a todas estas sociedades. O enquadramento legal e algumas questões institucionais que suportam a tomada de decisão e as linhas orientadoras das políticas públicas no que se refere à água, como um bem público, foram também analisadas, reflectindo a forma como a administração gere este recursos.

Em Portugal, depois de muitos anos em que as populações estiveram de costas voltadas para os rios, terá de se avançar no sentido de alterar essa visão e de credibilizar as intervenções nos sistemas fluviais. Só assim, a população voltará a olhar os rios, valorizando os seus serviços e contribuindo para a sua preservação.

Para inverter esta tendência, o artigo 33º da Lei da Água, define as responsabilidades da execução das medidas de conservação e reabilitação da rede hidrográfica, sob orientação da correspondente ARH:

- dos municípios, nos aglomerados urbanos;

- dos proprietários, nas frentes particulares fora dos aglomerados urbanos;
- dos organismos dotados de competência, própria ou delegada, para a gestão dos recursos hídricos na área, nos demais casos.

No entanto, a falta de contextualização do regime económico-financeiro relativamente à reabilitação de zonas ribeirinhas à escala local, a falta de fiscalização e o abandono a que têm vindo a ser sujeitas, torna a tarefa da reabilitação, num processo dispendioso, moroso e com grandes constrangimentos burocráticos. Assim, será necessário uma maior flexibilidade, colaboração e acompanhamento dos processos, por parte das ARH, para que, ao nível local, os municípios possam desenvolver trabalhos de reabilitação com qualidade e de forma sustentável.

A avaliação do VET em processos de reabilitação de rios, pode ser uma componente importante para justificar os incentivos económicos e os acordos institucionais que asseguram a sua sustentabilidade e atribuição eficiente e equitativa. A avaliação económica de projectos de reabilitação de rios pretende ser uma importante componente do sistema de suporte político à decisão, especialmente para projectos ao nível local, desenhados de forma a acompanhar as exigências ambientais das directivas da UE e os interesses económicos e sócio-culturais das populações. Por outro lado, a justificação de casos onde não seja possível alcançar o “bom estado das águas”, conforme definido na DQA, terá de ser feita com base na demonstração dos custos desproporcionados, através da utilização de análises económicas.

A avaliação dos benefícios de um processo de reabilitação, pode ser feita com base na aplicação de métodos para avaliação económica das preferências. No entanto, a maior parte dos métodos, são caros e morosos, não sendo compatíveis com as análises políticas, ao nível local, que frequentemente estão limitadas pelo tempo e pelos recursos financeiros.

O desenvolvimento do presente trabalho conduziu à necessidade, desde logo, de serem definidos os benefícios que a avaliação de um processo de reabilitação de rios à escala local, deveria contemplar. Esta definição reflectiu os conceitos discutidos nos Capítulos 1 e 2, e contemplou a inserção de pressupostos da sustentabilidade. Desta forma fica aberta a possibilidade de uniformização do procedimento de avaliação económica de processos de reabilitação de rios e a simplificação do desenho de futuros estudos primários de avaliação que se venham a desenvolver neste contexto.

Em seguida, com base nos benefícios definidos, desenvolveu-se uma metodologia simples de avaliação, de fácil aplicação e sem necessidade de utilização de elevados recursos. A revisão da literatura relativa à avaliação económica de benefícios, conduziu a pesquisa para o método secundário, de Transferência de Benefícios. Com base na metodologia definida por Navrud (2006), procurou-se criar uma metodologia mais simples, que se traduziu num

conjunto de linhas de orientação, para a aplicação da transferência de valores estimados, em processos de reabilitação de rios, à escala local.

A utilização da Transferência de Benefícios é polémica, no meio científico, não existindo um consenso sobre a sua aplicação. No entanto algumas vantagens podem ser mencionadas, nomeadamente:

- o facto de consumir menos recursos financeiros do que a realização de estudos primários de avaliação;
- os benefícios económicos poderem ser estimados mais rapidamente do que quando se realizam estudos de avaliação originais;
- poder ser utilizada como uma técnica de selecção para determinar se devem ser realizados estudos de avaliação originais com maior detalhe;
- poder ser aplicada fácil e rapidamente para se fazerem estimativas grosseiras de valores.

Apesar das vantagens apontadas, se não existir similaridade entre os contextos e experiências, o risco de obtenção de desvios nos resultados, pode ser elevado, conduzindo a limitações na sua aplicação, principalmente quando se transferem valores entre países, destacando-se aqui algumas dessas limitações:

- a menos que os contextos partilhem características específicas relativamente ao local e utilizadores, a TB não é exacta, excepto para fazer estimativas grosseiras de valores;
- a existência de poucos estudos disponíveis, relativamente a projectos de reabilitação de rios à escala local;
- a utilização dos estudos por vezes torna-se difícil, uma vez que muitos deles não estão disponíveis na íntegra, existindo aspectos que não podem ser esclarecidos;
- a falta de informação disponível nos estudos, muitas vezes não permite que se façam os ajustes necessários;
- a TB só pode ser tão exacta quanto a estimativa do valor original.

A escassez de estudos primários de avaliação económica de benefícios, em Portugal, cria constrangimentos vários à utilização da TB, nomeadamente a necessidade de recorrer a estudos de outros países para a transferência, em vez da transferência regional ou local, que seria preferível, pelas barreiras socio-económicas e culturais existentes, que se traduzem em elevados erros de transferência. No entanto, mesmo ao nível internacional os estudos primários de projectos de reabilitação de rios, são reduzidos, sendo necessário recorrer a estudos com menor similaridade, como no caso da avaliação dos valores de uso actual, onde foi necessário recorrer a estudos de avaliação de actividades recreativas em áreas florestais.

Apesar dos desvios encontrados no estudo de caso, e na bibliografia de uma forma geral, os resultados obtidos e os valores disponíveis na literatura, sugerem que o valor dos benefícios na reabilitação de rios é elevado, principalmente os valores de não-uso. Bateman *et al.* (2002), justifica o elevado valor de não-uso em avaliações de benefícios, pelo facto dos bens em questão terem poucos substitutos e serem muito valorizados pela população. No entanto são necessários mais estudos primários, específicos para a reabilitação de rios, à escala local, de forma a sustentar esta ideia e a permitir a utilização efectiva por parte dos governantes das análises de custo-benefício dos projectos.

Normalmente, a análise de custo-benefício é apenas um dos *input* num processo de decisão político. Quando esta análise desempenha um papel apenas consultivo, a utilização da TB revela-se uma aproximação aceitável para a obtenção de uma ordem de grandeza dos benefícios, que pode ser utilizada para avaliar se se deve ou não conduzir um estudo primário. O papel da estimativa de benefícios e os custos de uma decisão errada, são as duas grandes questões a considerar quando se opta pela utilização da TB em vez da recolha de dados primários.

Em Portugal, ainda há pouca informação sobre a avaliação de benefícios, com a ausência de avaliações de valores atribuídos aos rios. Consequentemente, muitas decisões políticas continuam a ser tomadas sem uma análise detalhada de todos os custos, riscos e benefícios resultantes das alterações introduzidas nos sistemas fluviais.

6 CONCLUSÃO E PERSPECTIVAS FUTURAS

"We cannot command nature except by obeying her"

Francis Bacon

O trabalho desenvolvido contribui para uma abordagem mais abrangente em projectos de reabilitação de rios à escala local, com a introdução da vertente económica na avaliação dos benefícios dos projectos.

A metodologia seleccionada e proposta para efectuar a avaliação dos benefícios económicos em projectos de reabilitação de rios, à escala local, através da utilização do método de Transferência de Benefícios, mostrou-se eficaz e demonstrou ser uma ferramenta útil de apoio à decisão política, possibilitando a análise comparativa dos custos e benefícios dos projectos.

Para estimar o Valor Económico Total foram definidos os benefícios associados ao processo de reabilitação de rios, à escala local, facilitando a aplicação futura da metodologia proposta.

A metodologia proposta foi aplicada ao rio Uíma, tendo-se obtido valores próximos dos indicados na bibliografia utilizada.

No sentido de deixar aqui algumas perspectivas para o desenvolvimento de futuros trabalhos, salienta-se o interesse que poderá ter o desenvolvimento de estudos primários de avaliação de processos de reabilitação de rios, em Portugal. Estes estudos poderão depois ser compilados numa base de dados nacional, onde a administração local possa recorrer, para efectuar a avaliação de projectos ao nível local, utilizando o método da Transferência de Benefícios, e aplicando a metodologia aqui desenvolvida.

A actualidade do tema abordado e o interesse que tem despertado na comunidade científica pode permitir a continuidade da investigação nesta área, nomeadamente em Portugal. Este estudo pode ainda ser complementado e aplicado a outros projecto de reabilitação de rios, com vista à aplicação da DQA.

7 BIBLIOGRAFIA

- Amigues, J., Boulatoff, C., Desaignes, B., Gauthier, C. e Keith, J. (2002). The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept/ willingness to pay contingent valuation approach. *Ecological Economics*, **43**: 17-31.
- Amorim, L. (2006). *Intervenções em linhas de água: contribuições para uma situação mais sustentável*. 2ª edição, Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte. Porto.
- Angermeier, P. e Karr, J. (1994). Biological integrity versus biological diversity as policy directives protecting biotic resources. *BioScience*, **44**: 690-697.
- APA/MAOTDR. (2007). Relatório do Estado do Ambiente 2006. Agência Portuguesa do Ambiente, Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional, Lisboa.
- APESB. (2006). *A Lei da Água*. Águas & Resíduos.
- AMTSM-Associação de Municípios de Terras de Santa Maria (2007). *Estudo de Impacte Ambiental e de Infra-estruturas do Parque Empresarial de Recuperação de Materiais*. SIA, Fase e Tecnus Ambiente.
- Barton, D. (2001). The transferability of benefit transfer: contingent valuation of water quality improvements in Costa Rica. *Ecological Economics*, **42**: 147-164.
- Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Ozdemiroglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R. e Swanson, J. (2002). *Economic Valuation with Stated Preference Techniques. A manual*. Edward Elgar. Cheltenham, UK.
- Birol, E., Karousakis, K. e Koundouri, P. (2006). Using economic valuation techniques to inform water resources management: a survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Science of the Total Environment*, **365**: 105-122.
- Booth, D. (2001). *Urban Stream Rehabilitation in the Pacific Northwest*. Acedido em 20 de Abril de 2007, no Web site da: University of Washington, The Water Centre: <http://water.washington.edu/Research/restoration.html>.
- Brouwer, R. (2008). Coordenador do projecto da UE, Aquamoney. Comunicação Oral.
- Brouwer, R. (2006). Pratical working definition Environmental and Resource Cost and Benefits, IVM, Amsterdam.

- Brouwer, R. (2000). Environment value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics*, **32**: 137-152.
- Brouwer, R. e Bateman, I. (2005). Benefits transfer of willing to pay estimates and functions for health-risk reductions: a cross-country study. *Journal of Health Economics*, **24**: 591-611.
- Brouwer, R., Langford, I., Bateman, I., Crowards, T. e Turner, R. (1997). A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. Acedido em 7 de Junho de 2008, no Web site da: University of East Anglia, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment: http://www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/gec/gec_1997_20.htm.
- Buckley, M. e Haddad, B. (2006). Socially Strategic Ecological Restoration: A Game-Theoretic Analysis Shortened: Socially Strategic Restoration. *Environment Management*, 38, nº1: 48-61.
- Butzer, K. (1976). *Early Hydraulic Civilization in Egypt. A Study in Cultural Ecology. Prehistoric Archeology and Ecology Series*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Cabral, M., Almeida, J., Almeida, P., Dellinger, T., Ferrand, N., Oliveira, M., Palmeirim, J., Queiroz, A., Rosado, L. e Santos-Reis, M. (2006). *Livro Vermelho dos vertebrados de Portugal*. 2ª edição, Instituto da Conservação da Natureza / Assírio & Alvim. Lisboa.
- Cangueiro, J. (2006). *A estrutura ecológica e os instrumentos de gestão do território*. 2ª edição, Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte. Porto.
- Caruso, B. (2006). Project River Recovery : Restoration of Braided Gravel-Bed River Habitat in New Zealand's High Country. *Environment Management*, **37**: 840-861.
- Clewell, A., Rieger, J. e Munro, J. (2005). *Guidelines for Developing and Managing Ecological Restoration Projects*, 2ª edição. Acedido em 25 de Agosto de 2007, no Web site da: Society for Ecological Restoration International: www.ser.org.
- CMSMF (2008). *Reabilitação do Rio Uíma*. Candidatura ao Mecanismo Financeiro EEA Grants. Município de Santa Maria da Feira.
- Cosgrove, D. (1990). An elemental division: water control and engineered landscape. Em: Cosgrove & Petts (eds), *Water, Engineering and Landscape*, Belhaven Press. London.
- Dubgaard, A., Hasler, B., Andersen, K. e Pedersen, J. (2007). *Case study status report, Odense River Basin, Denmark*. Acedido em 5 de Abril de 2008, no web site da: AquaMoney: www.aquamoney.org.
- Dubgaard, A., Kallesøe, M., Petersen, M. e Ladenburg, J. (2002). Cost-benefit analysis of the Skjern river restoration project. Em: *Social Science Series*, Department of Economics and Natural Resources, Royal Veterinary and Agricultural University. Copenhagen.
- Dumas, C., Schuhmann, P., Whitehead, J. (2004). Measuring the economic benefits of water quality improvement with benefit transfer: an introduction for non-economists. Working

- Papers 04-12. Department of Economics, Appalachian State University. Acedido em 8 de Abril de 2008, em : <http://www.appstate.edu/~whiteheadjc/eco3660/dumas.pdf>.
- ECO2, drafting group under WG2B. (2004). *Assessment of Environment and Resource Costs in the Water Framework Directive*. Acedido em 5 de Abril de 2008, no web site da: AquaMoney: www.aquamoney.org.
- Eden S., Tunstall S. and Tapsell S. (2000). Translating nature: river restoration as nature-culture. *Environment and Planning*, **18**: 257-273.
- EUREAU-European Union of National Associations of Water Suppliers and Waste Services. (2004). *Water Framework Directive: Determination of cost recovery*. EUREAU. Bruxelas.
- ENDS (2005). *Estratégia Nacional de Desenvolvimento Sustentável*. Aprovada pela Resolução de Conselho de Ministros n.º 109/2007 de 20 de Agosto. Acedido em 5 de Fevereiro de 2008, no web site: www.desenvolvimentosustentavel.pt.
- FISRWG (1998). *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes and Practices*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group. EUA.
- Golet, G., Rberts, M., Luster, R. e Werner G. (2006). Environment Assessment. *Environment Management*, **37**, nº6: 862-879.
- Green, C. e Tunstall, S. (1991). The evaluation of river water quality improvements by the contingent valuation method. *Applied Economics*, **23**: 1135-1146.
- Hanley, N. e Craig, S. (1991). Wilderness Development Decisions and the Krutilla-Fisher Model : the case of Scotland's flow country. *Ecological Economics*, **4**: 145-164.
- Hasler, B., Lundhede, T., Martinsen, L., Neye, S. e Schou, J. (2005). Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. National Environmental Research Institute, Dinamarca. 176 pp - NERI Technical Report No. 543. Acedido em 7 de Abril de 2008, em: <http://technical-reports.dmu.dk>.
- Honrado, J. (2003). A Vegetação Natural de Portugal Continental in *As Borboletas de Portugal*. Ernestino Maravalhas. Porto – Tirado do EIA do PERM
- INAG (2004). *Plano Nacional da Água*. Instituto da Água. Lisboa.
- INAG/MAOTDR (2005). *Relatório Síntese sobre caracterização das regiões hidrográficas prevista na Directiva Quadro da Água*. Instituto da Água. MAOTDR. Lisboa.
- INE (2002). *Recenseamento da população e da habitação em Portugal, Censos – 2001*. Instituto Nacional de Estatística. Lisboa.
- Kosz, M. (1996). Valuing riverside wetlands: the case of the “Donau-Auen” national park. *Ecological Economics*, **16**: 109-127.
- Koteen, J.; Alexander, S. e Loomis, J. (2002). Evaluating benefits and costs of changes in water quality. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. General Technical Report. PNW-GTR-548, 32 pp. Portland.

- Loomis, J., Kent, P., Strange, L., Fausch K. e Covich, A. (1999). Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics*, **33**: 103-117.
- Loomis, J. e White, D. (1996). Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics*, **18**: 197-206.
- Lindhjem, H. e Navrud, S. (2007). How reliable are meta-analyses for international benefit transfers? *Ecological Economics*, **66** (2008): 425-435.
- Lovett, S. e Edgar, B. (2002). *Planning for new restoration*. Fact Sheet 9. Land & Water Australia. Canberra.
- McDonald, A., Lanet, S., Haycock, N. e Chalk, E. (2004). River of dreams: on the gulf between theoretical and practical aspects of an upland river restoration. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 29, pp. 257-281.
- Miranda, E. (2004). Água na natureza, na vida e no coração dos homens. Campinas. Acedido em 2 de Abril de 2008, em: <http://www.aguas.cnpm.embrapa.br>.
- Moore, R. e Siderelis, C. (2003). *Use and economic importance of the wild and scenic Chattooga River*. Final Report. American Rivers, Inc. and Park Planning and Special Studies and Rivers, Trails and Conservation Assistance Programs of The National Park Service. Carolina do Norte.
- National Environmental Research Institute (1996). *River restoration – Danish experience and examples*. Ministry of Environment and Energy. Dinamarca.
- Nakamura, K., Tockner, K. e Amano, K. (2006). River and wetland restoration: lessons from Japan. *BioScience*, **56**: 419-429.
- Navrud, S. (2007). *Practical tools for value transfer in Denmark – guidelines and an example*. Working report nº28. Danish Environment Protection Agency. Noruega.
- Nijkamp, P., Vindigni, G. e Nunes, P. (2008). Economic valuation of biodiversity: A comparative study. *Ecological Economics*, doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.03.003.
- Nocker, L., Broekx, S., Liekens, I., Görlach, B., Jantzen, J. e Campling, P. (2007). Costs and Benefits associated with the implementation of the Water Framework Directive, with a special focus on agriculture: Final Report. Study for DG Environment. Acedido em 3 de Julho de 2008, no web site da: CIRCA - Communication Information Resource Centre Administrator: <http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library>.
- Nunes, P. (2001). Using factor analysis to identify consumer preferences for the protection of a natural area in Portugal. *European Journal of Operational Research*, **140**: 499-516.
- Nunes, P. e Bergh, J. (2001). Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics*, **39**: 203-222.
- Nunes, P., Bergh, J. e Nijkamp, P. (2001). Ecological - economic analysis and valuation of biodiversity. Tinbergen Institute Discussion Paper. Holanda. Acedido em 7 de Maio de 2008, em: <http://www.tinbergen.nl/discussionpapers/00100.pdf>.

- Odum E. (1997). *Fundamentos de Ecologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Oliveira, D. (2006). *Metodologia de reabilitação fluvial integrada*. Tese de Mestrado em Tecnologias Ambientais. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- Pearce, D. e Moran, D. (1994). *O valor económico da biodiversidade*. Instituto Piaget. Lisboa.
- Ready, R. e Navrud, S. (2006). International benefit transfer: Methods and validity tests. *Ecological Economics*, **60** (2006): 429-434.
- Rhoads B., Wilson S., Ruban M. e Herricks E. (1999). Interaction between scientists and non-scientists in community-based watershed management: emergence of the concept of stream naturalization. *Environment Management*, **24**: 297-308.
- Rodrigues, S., Bernardino, R., Helena, M., Rafael, M. e Henriques, A. (2000). Princípios para a elaboração de uma rede nacional de monitorização da qualidade ecológica das águas superficiais nacionais segundo a proposta da DQA. Actas do II Congresso Ibérico sobre Planeamento e Gestão da Água. Porto.
- Rosenberger, R. e Loomis, J. (2001). Benefits transfer of outdoor recreation use values: a technical document supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 revision). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 59.
- Saraiva, M. (1999). *O rio como paisagem – gestão de corredores fluviais no quadro do ordenamento do território*. Fundação Calouste Gulbenkian, Fundação para a Ciência e Tecnologia. Lisboa.
- Society for Ecological Restoration (SER) International (2004). *Natural Capital and Ecological Restoration*. Grupo de trabalho sobre ciência e política. Acedido em 16 de Agosto de 2007, em: www.ser.org/content/Naturalcapital.asp#2.
- Society for Ecological Restoration (SER) International (2004a). *Princípios de SER International sobre la restauración ecológica*. Grupo de trabalho sobre ciência e política. Tucson.
- Sousa, A. (1954). UMICA – Civilizações pré-histórica, proto-histórica, romana e romano-portuguesa da bacia do Uíma, no concelho da Feira. Comunicação apresentada ao XIX congresso Luso-Espanhol para o Progresso das Ciências, realizado em San Sebastan, em 1947. Arquivo do Distrito de Aveiro. Separata do vol. XX.
- Spurgeon, J., Colarullo, G., Radford, A. e Tingley, D. (2001). Economic Evaluation of Inland Fisheries Module B: Indirect Economic Values Associated with Fisheries - General Public Survey. Environment Agency R&D Project Record W2-039/PR/2, Reino Unido.
- Sundberg, S. and Söderqvist, T. (2004). ValueBaseSWE: A valuation study database for environmental change in Sweden. Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm. Acedido em 20 de Abril de 2008, em: www.beijer.kva.se/valuebase.htm.

- Teiga, P. (2003). *Reabilitação de Ribeiras em Zonas Edificadas*. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente (Hidráulica e Recursos Hídricos). Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto.
- Termansen, M., McClean, C. e Scarpa, R. (2004). Economic Valuation of Danish Forest Recreation combining Mixed Logit Models and GIS. Em: Association of Environmental and Resource Economists Conference. Budapest, Junho de 2004.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (2000). *Principles for the Ecological Restoration of Aquatic Resources*. Acedido em 7 de Março de 2007, em: www.epa.gov/owow/wetlands/restore/principles.html.
- Verbič, M. e Erker, R. (2007). Economic valuation of environment values of the landscape development and protection área of Volčji Potok. Institute for Economic Research, Working paper nº32, Ljubljana. Acedido em 14 de Maio de 2008, em: <http://mpira.ub.uni-muenchen.de/1819/>.
- WATECO Group, European Commission (2003). *Economia e Ambiente - Metodologia de Aplicação da Directiva Quadro da Água*. Documento de Orientação. Instituto da Água, MCOTA. Lisboa.
- Watkins, S., Bateman, I. e Day, B. (2007). *Development and Testing of Pratical Guidelines for the Assessment of Environment and Resource Costs and Benefits in the WFD*. CSERGE Interim report. Acedido em 5 de Abril de 2008, no web site da: AquaMoney: www.aquamoney.org.
- Wilson, M. e Hoehn J. (2006). Valuing environment goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics*, **60** (2006): 335-342.
- Wolters H., Platteeuw M. e Schoor M. (2001). Guidelines for Rehabilitation and Management of Floodplains ecology and safety combined. Riza report.
- Woodley S., Kay J. e George F. (1993). Ecological Integrity and the Management of Ecosystems, St. Lucie Press. pp. 1-215.
- Zandersen, M. e Tol, R. (2005). *A meta-analysis of forest recreation value in Europe*. Working Paper. Hamburg University and Centre for Marine and Atmospheric Science, Hamburgo.
- Costa A., Bastos J. e Fernandes L. (2006). Gestão sustentável dos recursos hídricos: a situação portuguesa e os desafios da União Europeia.

Sites consultados:

Agência Portuguesa do Ambiente, Portugal: <http://www.apambiente.pt/>

ECRR - European Centre for River Restoration: <http://www.ecrr.org/>

Envalue - Environmental valuation database, Austrália:

<http://www.environment.nsw.gov.au/envalue/>

EVRI - Environmental Valuation Reference Inventory, Canada: <http://www.evri.ca/>

Instituto Nacional de Estatística, Portugal: <http://www.ine.pt/>

MAOTDR - Gabinete de Relações Internacionais (GRI) do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Portugal:

<http://www.gri.maotdr.gov.pt/Website/>

OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development: <http://www.oecd.org/>

U.S. Environmental Protection Agency, EUA:

<http://www.epa.gov/owow/wetlands/restore/principles.html>

8 ANEXOS

8.1 *Índice de Preços do Consumidor*

Quadro 8.1: Índices de Preço do Consumidor (IPC), para Portugal, entre 1997 e 2007

Ano	IPC (Base 100 = 2002) ¹⁶
1997	85,51
1998	87,85
1999	89,91
2000	92,50
2001	96,51
2002	100,0
2003	103,3
2004	105,7
2005	108,1
2006	111,5
2007	114,2

Fonte: INE - Instituto Nacional de Estatística

¹⁶ Base 100 = 1997 compatibilizada com Base 100 = 2002

8.2 Paridade do Poder de Compra

Quadro 8.2: Paridade do Poder de Compra para alguns países entre 1995 e 2007

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Estados Unidos	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Alemanha	1,00	0,99	0,99	0,99	0,97	0,968	0,955	0,942	0,917	0,895	0,893	0,870	0,883
Canadá	1,21	1,21	1,21	1,19	1,23	1,22	1,23	1,23	1,23	1,23	1,21	1,20	1,21
Dinamarca	8,46	8,43	8,43	8,39	8,47	8,42	8,46	8,30	8,53	8,39	8,52	8,44	8,58
Espanha	0,708	0,717	0,719	0,719	0,733	0,735	0,739	0,733	0,752	0,758	0,768	0,774	0,743
França	0,992	0,987	0,974	0,967	0,960	0,940	0,918	0,905	0,937	0,939	0,923	0,915	0,908
Holanda	0,914	0,908	0,910	0,906	0,907	0,894	0,906	0,902	0,926	0,908	0,898	0,888	0,886
Irlanda	0,822	0,826	0,853	0,882	0,930	0,963	0,993	1,00	1,01	1,00	1,02	1,01	0,99
Itália	0,788	0,808	0,816	0,808	0,818	0,818	0,807	0,845	0,853	0,872	0,875	0,863	0,866
Luxemburgo	0,95	0,95	0,96	0,95	0,941	0,941	0,948	0,934	0,941	0,921	0,922	0,950	0,924
México	2,93	3,76	4,35	4,96	5,63	6,11	6,31	6,55	6,82	7,12	7,13	7,22	7,26
Noruega	9,15	9,04	9,08	9,38	9,33	9,14	9,18	9,11	9,11	8,98	8,84	9,21	8,91
Nova Zelândia	1,46	1,47	1,45	1,45	1,43	1,45	1,47	1,47	1,50	1,51	1,54	1,52	1,54
Portugal	0,648	0,659	0,672	0,693	0,697	0,701	0,705	0,708	0,706	0,715	0,707	0,706	0,697
Reino Unido	0,639	0,641	0,635	0,645	0,653	0,637	0,626	0,628	0,640	0,632	0,649	0,645	0,666
Suécia	9,35	9,24	9,30	9,37	9,29	9,15	9,35	9,35	9,33	9,09	9,24	9,12	9,03
Suíça	1,98	1,94	1,89	1,88	1,87	1,85	1,84	1,77	1,77	1,75	1,74	1,71	1,65

Fonte: OECD- Organisation for Economic Co-operation and Development (<http://www.oecd.org/std/ppp/>)

8.3 Glossário

Bacia Hidrográfica: área terrestre que origina todo o escoamento superficial que atinge o mar através de um *terminus* comum (em geral uma embocadura simples, um estuário ou um delta).

Bem público: num sistema económico, o termo bem público refere-se a um bem ou serviço onde o consumo é “não-exclusivo”. Esta não-exclusividade caracteriza os benefícios bem como os valores de existência e de opção (Pearce e Moran, 1994).

Caudal ecológico: regime de caudais que deverá ser mantido num meio hídrico, para assegurar a manutenção ou melhorar as condições morfológicas desse meio hídrico, o estado de qualidade das águas e o funcionamento dos ecossistemas (Teiga, 2003).

Cost-of-illness method: método de avaliação económica, no qual os benefícios da redução da poluição são medidos pela estimativa da possível economia nas despesas correntes resultantes da doença (e.g. medicamentos, despesas com médicos e hospitais) e custos de oportunidade (e.g. redução de salário associada à doença). Este método não considera a incapacidade daqueles que estão doentes, nem são contabilizadas as despesas dos indivíduos para se protegerem (CGER, 1997 in Birol *et al*, 2006).

Excedente do consumidor: é a medida monetária da função utilidade não observada e pode ser tanto uma DPP como DPA medidas de compensação (Isik, 2004; Kuriyama e Takeuchi, 2001 in Wagner, 2005).

Habitat 91E0pt1: É um habitat prioritário, formado por bosques de amieiros, salgueiros ou bidoeiros em margens de cursos de água permanentes (galerias ripícolas), pertencentes à aliança fitossociológica *Osmundo-Alnion*. O subtipo presente na área dos Sítios é:

- Amiais ripícolas, habitat prioritário para a conservação (91E0pt1)
- Bosques de amieiros de margens de cursos de água permanentes (galerias ripícolas) da *Osmundo-Alnion* (classe *Salici purpureae-Populetea nigrae*). Bioindicadores regionais: *Alnus glutinosa*, *Ilex aquifolium*.

Net factor income: método de avaliação económica que estima as mudanças no excedente do produtor (e.g. medida monetária dos benefícios para uma empresa que produz um bem) através da subtração de custos de outros *inputs* na produção ao rendimento total, e atribui

o excedente resultante como o valor do *input* ambiental (Brander *et al*, 2006 in Birol *et al*, 2006).

Replacement Cost Method: método de avaliação económica que avalia os custos da reposição do recurso danificado, incluindo recursos ambientais, assumindo que estes custos são estimativas dos benefícios dos fluxos de comportamentos desviantes. Este método assume que não há benefícios secundários provenientes das despesas na protecção do ambiente. (Markandya *et al*, 2002 in Birol *et al*, 2006).